

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

ESTIMACION DE CAUDALES AMBIENTALES UTILIZANDO
MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS: UNA PROPUESTA
METODOLÓGICA

Tesis sometida a la consideración de la Comisión del Programa de Estudios de
Posgrado en Biología para optar al grado y título de Maestría Académica en
Biología

FRANCISCO QUESADA ALVARADO

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio, Costa Rica

2019

Agradecimientos

Un especial agradecimiento a mi amiga Alexa Morales Brenes, por acompañarme a la mayoría de las giras para la realización de esta tesis, su participación fue vital para lograr los muestreos. De igual forma, a Darha Solano Ulate y Aldo Farah por haberme acompañado y ayudado en varios muestreos.

Al Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) por haberme colaborado con los datos de las estaciones hidrológicas. Y muy especialmente a la Ing. Cristina Wahrmann por su enorme colaboración y carisma en ayudarme con los modelos ecohidráulicos e información referente a los aspectos hidrológicos de la cuenca del Río Naranjo. También al Ing. José Zúñiga y al Ing. Jorge Granados Calderón.

A Pablo Gutiérrez Fonseca y Randall Jiménez, por su ayuda y tiempo en cuanto a la estadística y soluciones en los errores de R. También se les agradece a Jenny Bermudez, Sarita Poltronieri, Darha Solano, Bernal Pacheco, Pablo Gutiérrez y Monika Springer por haber formado parte del panel de expertos en la asignación de una categoría de velocidad de los macroinvertebrados acuáticos.

A Anny Chaves Quirós por haberme puesto en el camino el tema de caudales ambientales desde el año 2012 y a Silvia Echeverría por las discusiones continuas y enriquecedoras sobre caudal ambiental y preferencias de hábitat.


Al Sistema de Posgrado de la UCR y al Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas (IRET) de la Universidad Nacional por haberme financiado la participación en el IV Congreso de Macroinvertebrados de Agua Dulce, donde pude conversar con distintos investigadores regionales para dar a conocer el tema de investigación y retroalimentación.

A Franchesca Protti, Fernando Campos, Carolina Méndez, Irene Mata y Melissa Rodríguez, por su amistad desde el primer día de mi estadía en la Maestría.

Finalmente, agradezco a mi comité de tesis. Don Gerardo Umaña, por la confianza puesta en mí y haberme aceptado como su estudiante, también por haber estado presente durante todo el proceso y la retroalimentación en los distintos temas de la ecología acuática y

ecohidráulica. Monika Springer, por sus enseñanzas en insectos acuáticos y guía en la elaboración de este documento, como también por haberme aceptado desde el inicio de la maestría. A Jorge Picado por ayudarme con los modelos ecohidráulicos y los procesos dentro del ICE. A los tres les agradezco el compromiso en la revisión pronta y exhaustiva de esta tesis, fue un comité con mucho compromiso y dedicación.


“Esta tesis fue aceptada por la Comisión del Programa de Estudios de Posgrado en Biología de la Universidad de Costa Rica, como requisito para optar al grado y título de la Maestría Académica en Biología”



Ph.D. Juan José Alvarado Barrientos
**Representante del Decano
Sistema de Estudios de Posgrado**



M. Sc. Gerardo Umaña Villalobos
Director de Tesis



M. Sc. Monika Springer
Lectora



M. Sc. Jorge Picado Barboza
Lector



Ph.D. Paul Hanson
**Representante del Director
Programa de Posgrado en Biología**



Francisco Quesada Alvarado
Sustentante

Contenidos

Agradecimientos	ii
Contenidos	v
Resumen.....	vii
Lista de Cuadros	viii
Lista de Figuras.....	ix
Lista de Abreviaturas	xii
Introducción	1
Capítulo 1. Asociación entre macroinvertebrados acuáticos y el flujo del agua, propuesta de ajuste del índice LIFE para Costa Rica.....	11
Resumen.....	12
1. Introducción	12
2. Metodología	14
2.1. Sitio referencia.....	14
2.2. Ajuste del índice LIFE.....	16
3. Resultados	18
3.1. Panel de expertos	18
3.2. Categoría de velocidad según TITAN	20
4. Discusión	22
5. Referencias.....	27
Capítulo 2. Selección, preferencia y simulación del hábitat físico de Anacroneuria (Plecoptera: Perlidae), Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae) y Baetodes (Ephemeroptera: Baetidae), en el Río Naranjo, Costa Rica	31
Resumen.....	32
1. Introducción	33
2. Metodología	35
2.1 Sitio de estudio.....	35
2.2. Rangos de selección y Curvas de preferencia.....	36
2.3. Modelos hidrobiológicos	37
3. Resultados	37
3.1. Rangos de selección y curvas de preferencias	37
3.2. Modelos de hábitat.....	42

4. Discusión	49
5. Referencias.....	52
Capítulo 3. Características físico, químicas e hidrológicas que influyen en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical	56
1. Resumen.....	57
2. Materiales y métodos	59
2.2. Análisis estadístico	61
3. Resultados	61
4. Discusión	62
5. Referencias.....	65
Capítulo 4. Índice LIFE-CR y simulación del hábitat, como metodologías para determinar un caudal ambiental en el Río Naranjo, Costa Rica	74
Resumen.....	75
1. Introducción	75
2. Metodología	78
2.1. Sitio de muestreo	78
2.2. Modelos hidrobiológicos de insectos acuáticos.....	79
2.3. Muestreo de Macroinvertebrados acuáticos e Índice LIFE-CR.....	80
3. Resultados	80
3.1. Modelos de preferencia de hábitat	80
3.2. Índice LIFE-CR	85
4. Discusión	87
5. Referencias.....	91
Anexos 1	97

Resumen

Para evitar las afectaciones que se producen por la disminución del caudal debido a las actividades humanas, se ha implementado el caudal ambiental, el cual cuenta con diversas metodologías para determinarlo. La simulación del hábitat o preferencias del hábitat forman parte de las metodologías ecohidráulicas y se utilizan especies objetivo o indicadoras de caudal. Sin embargo, debido a la complejidad de las cadenas tróficas y las relaciones intra- e interespecíficas, se debe considerar el uso de metodologías que contemplen un conjunto de organismos. El índice LIFE permite determinar cómo varía la comunidad de macroinvertebrados acuáticos según cambios en el caudal, este índice fue desarrollado en Inglaterra y, por lo tanto, para ser utilizado en otros países se debe ajustar. El objetivo de este estudio fue, determinar la relación entre el caudal y el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, como insumo para la determinación de caudales ambientales a través de dos metodologías, en una cuenca en Costa Rica. El estudio se desarrolló en el Río Naranjo, Quepos, Puntarenas, Costa Rica, y se seleccionó dos sitios de muestreo uno en cuenca alta-media y el segundo en cuenca media-baja. Para el ajuste del índice LIFE-CR, se realizó una encuesta a un panel de expertos para asignar una categoría de flujo a los géneros más comunes del país. Además, se recolectó macroinvertebrados acuáticos bajo distintas velocidades y por medio del paquete TITAN2 se determinó su respectivo umbral ante la variable velocidad. Se seleccionó a los géneros *Anacroneuria* y *Baetodes* y a la subfamilia Leucotrichini, como organismos objetivo para determinar su selección y preferencia de hábitat para las variables velocidad y profundidad y se generó las curvas de preferencias. A través del software Iber© se generó un conjunto de grillas que relacionan las variables velocidad y profundidad del agua, según caudal y estas se relacionaron con las curvas de preferencia, para generar modelos ecohidráulicos de preferencia de hábitat, según variaciones del caudal. Además, durante los muestreos se recolectó muestras de agua para obtener valores físicoquímicos, también en cada microhábitat evaluado se determinó el porcentaje de sustrato, velocidad, profundidad y el caudal. Se llevó a cabo una prueba nMDS junto con una prueba envfit para determinar cuál o cuáles variables influyen en la composición de macroinvertebrados acuáticos y sobre estas se realizó una prueba de correlación de Spearman. Se observó una variación en las respuestas del panel de expertos, sin embargo, hubo varios taxones en los que coincidían en más de un 60%. La prueba TITAN2, asignó un umbral a la velocidad en 32 géneros, siendo el punto de inflexión a los 0.1 m/s. Las larvas de los organismos objetivo prefirieron velocidades consideradas moderas y rápidas, pero a velocidades extremas no hubo registro de individuos, mientras que, prefirieron profundidades menores a un 1m. Bajo un caudal de 8 m³/s (*Anacroneuria*) y 10 m³/s (*Baetodes* y Leucotrichini) es donde se origina la mayor cantidad de hábitat óptimo considerado por la combinación de las variables velocidad y profundidad. No se registró una diferencia entre ambos sitios de muestreo según el ensamblaje y las variables que más influenciaron a los macroinvertebrados fueron limo, grava, roca, velocidad, caudal y nitratos. La mayoría de los organismos presentaron una respuesta negativa al aumento del caudal y los nitratos. Se obtuvo que con caudales que van desde los 6 a los 11 m³/s, en época seca y de 25 m³/s o mayores en época lluviosa, se mantiene un ensamblaje de

macroinvertebrados acuáticos donde predominen los organismos reófilos. De esta forma, ambos métodos obtuvieron caudales relativamente similares por lo que en el caso de las preferencias de hábitat se pueden utilizar como organismos sombrilla, mientras que el índice LIFE-CR permite obtener el conjunto de caudales necesarios para mantener organismos afines a los hábitats rápidos y lentos.

Lista de Cuadros

Capítulo 1.

Cuadro 1 . Grupo de categorías del flujo del agua, para asociar a los taxones de macroinvertebrados acuáticos. Cuadro modificado de Extence et al. 1999.	16
Cuadro 2. Categorías por abundancia de cada taxón evaluado de macroinvertebrados acuáticos obtenidos en un muestreo. Cuadro tomado de Extence et al. 1999.	16
Cuadro 3. Valores de diferentes categorías de abundancias de taxones asociados con cada categoría de flujo. Cuadro tomado de Extence et al. 1999.	16
Cuadro 4. Lista de géneros de macroinvertebrados acuáticos de Costa Rica, clasificados según la categoría de velocidad del índice LIFE.	25

Capítulo 2.

Cuadro 1. Rangos de velocidades y profundidades óptimas, regulares e inadecuadas para las ninfas de <i>Anacroneuria</i> (Plecoptera: Perlidae) y <i>Baetodes</i> (Ephemeroptera: Baetidae) y las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), en el río Naranjo, Costa Rica.	42
---	----

Capítulo 3.

Cuadro 1. Valores de las variables fisicoquímicas, caudal y velocidad del agua, de los sitios de muestreo en la cuenca del Río Naranjo, 2017. M= muestreo, S = sitio, Q= Caudal, V= Velocidad promedio.....	69
--	----

Lista de Figuras

Capítulo 1.

Figura 1. Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la familia Baetidae (Ephemeroptera) y el género de la familia Perlidae (Plecoptera).....	19
Figura 2. Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros del orden Trichoptera.	20
Figura 3. Análisis de indicador de umbral de taxones (Pureza= 0.90, Confianza= 0.90, para cinco mínimo de observaciones, 250 permutaciones y 500 bootstrap). Los indicadores negativos (z-) se representan con los círculos de color negro y los indicadores positivos (z+) con los círculos blancos. Las líneas continuas y discontinuas representan la distribución de la frecuencia acumulada de los puntos de cambio entre 500 repeticiones de bootstrap para la suma (z-) y la suma (z +) respectivamente.....	21
Figura 4. Resultados TITAN de la respuesta de los taxones a la velocidad de flujo (m/s). Los círculos negros corresponden a géneros que disminuyeron al aumentar la velocidad del agua (z-), mientras que, los círculos blancos corresponden a géneros con respuesta positiva al aumento de la velocidad (z +). Los símbolos se dimensionan en proporción a la magnitud de la respuesta (puntuación z-score). Las líneas horizontales representan los cuantiles 5 y 90 entre 500 réplicas de bootstrap. El tamaño del círculo indica el grado de velocidad donde se encuentran más organismos.....	22

Capítulo 2.

Figura 1. Frecuencia y preferencia de las ninfas de <i>Anacroneuria</i> (Plecoptera: Perlidae) para las variables velocidad y profundidad en el río Naranjo, Costa Rica. A) abundancia registrada por la variable velocidad del agua; B) curva de preferencia para la variable velocidad; C) abundancia registrada según la variable profundidad del agua; D) curva de preferencia para la variable profundidad.	39
Figura 2. Frecuencia y preferencia de las ninfas de <i>Baetodes</i> (Ephemeroptera: Baetidae) para las variables velocidad y profundidad en el río Naranjo, Costa Rica. A) frecuencia registrada por la variable velocidad del agua; B) curva de preferencia para la variable velocidad; C) frecuencia registrada según la variable profundidad del agua; D) curva de preferencia para la variable profundidad.	40
Figura 3. Frecuencia y preferencia de las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae) para las variables velocidad y profundidad en el río Naranjo, Costa Rica. A) abundancia registrada por la variable velocidad del agua; B) curva de preferencia para la variable velocidad; C) abundancia registrada según la variable profundidad del agua; D) curva de preferencia para la variable profundidad.....	41
Figura 4. Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado según las variaciones del caudal, para las ninfas del género <i>Anacroneuria</i> (Plecoptera: Perlidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.....	43
Figura 5. Modelos de porcentaje de idoneidad de hábitat, según caudal, para las ninfas del género <i>Anacroneuria</i> (Plecoptera: Perlidae) en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las	

figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{m}^3/\text{s}$ y a $8\text{m}^3/\text{s}$	44
Figura 6. Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado según variaciones del caudal para las ninfas del género <i>Baetodes</i> (Ephemeroptera: Baetidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.	45
Figura 7. Modelos del porcentaje de hábitat para las variables velocidad y profundidad del género <i>Baetodes</i> (Ephemeroptera: Baetidae), según el caudal, en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{m}^3/\text{s}$ y a $8\text{m}^3/\text{s}$	46
Figura 8. Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado para las variables velocidad y profundidad, según variaciones del caudal, de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.	47
Figura 9. Modelos del porcentaje de hábitat idóneo, para las variables velocidad y profundidad, según variaciones del caudal, en la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{m}^3/\text{s}$ y a $8\text{m}^3/\text{s}$	48

Capítulo 3.

Figura 1. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos registrada en las tres épocas del año, en el río Naranjo, Costa Rica. 2017.	71
Figura 2. Relación de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos según el sitio de muestreo y la relación con las variables fisicoquímicas y de caudal, en el río Naranjo, Costa Rica. 2017.	72
Figura 3. Relación de los macroinvertebrados acuáticos a cinco variables en el río Naranjo, Costa Rica. 2017.	73

Capítulo 4.

Figura 1 . Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado para las variables profundidad y velocidad, según las variaciones del caudal, para las ninfas de <i>Anacroneuria</i> , <i>Baetodes</i> y larvas de Leucotrichinii en el tramo N3 del río Naranjo. A, D y G corresponde al género <i>Anacroneuria</i> , B, E y H al género <i>Baetodes</i> y C, F y I, a Leucotrichinii.	82
Figura 2. Modelos de porcentaje de idoneidad de hábitat, según caudal, para las ninfas del género <i>Anacroneuria</i> (Plecoptera: Perlidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{m}^3/\text{s}$ y a $8\text{m}^3/\text{s}$	83
Figura 3. Modelos de porcentaje de idoneidad de hábitat, según caudal, para las ninfas del género <i>Baetodes</i> (Ephemeroptera: Baetidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{m}^3/\text{s}$ y a $10\text{m}^3/\text{s}$	83

Figura 4. Modelos del porcentaje de hábitat idóneo, para las variables velocidad y profundidad, según variaciones del caudal, de las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de 1m ³ /s y a 11 m ³ /s.	84
Figura 5. A) Variación del índice LIFE-CR. B) Variación del caudal en el río Naranjo. C) Variación de la riqueza de macroinvertebrados acuáticos durante el año 2017.	87
Figura 6. Proporción de organismos según categoría de velocidad del agua (rápidos o lentos,) con relación en los valores del índice LIFE, para el Río Naranjo, 2017. El tamaño del círculo representa categorías de abundancia y el color hace referencia al tipo de hábitat al que pertenecen. El color verde se genera cuando se sobreponen los colores azul y amarillo.	87
Figura 7. Curva de duración de caudales en el tramo Esquipulas, Río Naranjo, Costa Rica. Fuente: Instituto Costarricense de Electricidad.	91

Lista de Abreviaturas

CIMAR	Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología
ENOS	El Niño oscilación del sur
ICE	Instituto Costarricense de Electricidad
IFIM	Instream Flow Incremental Methodology
LIFE	Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation
MPH	Modelos de preferencia de hábitat
MZUCR	Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica
nMDS	Non-metric multidimensional scaling
SHF	Simulación del hábitat físico
SINIGIRH	Sistema Nacional de Información para la Gestión Integrada del Recurso Hídrico.
TITAN	Threshold Indicator Taxa Analysis



UNIVERSIDAD DE
COSTA RICA

SEP Sistema de
Estudios de Posgrado

Autorización para digitalización y comunicación pública de Trabajos Finales de Graduación del Sistema de Estudios de Posgrado en el Repositorio Institucional de la Universidad de Costa Rica.

Yo, Francisco Quesada Alvarado, con cédula de identidad 11329 0442, en mi condición de autor del TFG titulado Estimación de caudales ambientales utilizando macroinvertebrados acuáticos: una propuesta metodológica.

Autorizo a la Universidad de Costa Rica para digitalizar y hacer divulgación pública de forma gratuita de dicho TFG a través del Repositorio Institucional u otro medio electrónico, para ser puesto a disposición del público según lo que establezca el Sistema de Estudios de Posgrado. SI ☒ NO ☐

*En caso de la negativa favor indicar el tiempo de restricción: _____ año (s).

Este Trabajo Final de Graduación será publicado en formato PDF, o en el formato que en el momento se establezca, de tal forma que el acceso al mismo sea libre, con el fin de permitir la consulta e impresión, pero no su modificación.

Manifiesto que mi Trabajo Final de Graduación fue debidamente subido al sistema digital Kerwá y su contenido corresponde al documento original que sirvió para la obtención de mi título, y que su información no infringe ni violenta ningún derecho a terceros. El TFG además cuenta con el visto bueno de mi Director (a) de Tesis o Tutor (a) y cumplió con lo establecido en la revisión del Formato por parte del Sistema de Estudios de Posgrado.

INFORMACIÓN DEL ESTUDIANTE:

Nombre Completo: Francisco Quesada Alvarado

Número de Carné: B58120 Número de cédula: 11329 0442

Correo Electrónico: franQAL@gmail.com

Fecha: 16-01-2020 Número de teléfono: 8338 8315

Nombre del Director (a) de Tesis o Tutor (a): Gerardo Umaña Villalobos

FIRMA ESTUDIANTE

Nota: El presente documento constituye una declaración jurada, cuyos alcances aseguran a la Universidad, que su contenido sea tomado como cierto. Su importancia radica en que permite abreviar procedimientos administrativos, y al mismo tiempo genera una responsabilidad legal para que quien declare contrario a la verdad de lo que manifiesta, puede como consecuencia, enfrentar un proceso penal por delito de perjurio, tipificado en el artículo 318 de nuestro Código Penal. Lo anterior implica que el estudiante se vea forzado a realizar su mayor esfuerzo para que no sólo incluya información veraz en la Licencia de Publicación, sino que también realice diligentemente la gestión de subir el documento correcto en la plataforma digital Kerwá.

Introducción

Los ríos son ecosistemas acuáticos, también denominados como sistemas lóticos, por donde discurre el agua y son una de las vías que permite el traspaso de energía de la tierra al mar, los cuales están delimitados por la cuenca, que es el área topográfica por donde drena el agua hacia su cauce. Uno de los principales componentes que conforman, modifican y definen a un río es el *caudal*, el cual se define como “el volumen de agua que pasa a través de un canal por unidad de tiempo” y suele estar relacionado al área de la cuenca (Dodds, 2002; Gordon *et al.* 2004; Allan & Castillo, 2007).

La fluctuación del caudal ha sido utilizada para caracterizar los ríos y asociar a la estructura de la comunidad de los organismos que lo habitan. Así, la variabilidad del caudal, los patrones de inundación y el grado de sequía pueden ser utilizados para generar clasificaciones del sistema. Estas clasificaciones pueden ser utilizadas por ecólogos para describir las características del río y relacionarlas sobre los efectos en los organismos que lo habitan (Dodds, 2002).

Una forma de visualizar los cambios del caudal a través del tiempo, es por medio de la hidrología y los respectivos hidrogramas, que reflejan la amplia variación sobre las escalas espaciales y temporales influenciadas por la cantidad y distribución de las precipitaciones a lo largo del tiempo. A través de los hidrogramas, se puede observar los puntos máximos y mínimos presentes en el historial del caudal de una cuenca y suelen ser utilizados para estimar la periodicidad de los eventos extraordinarios (crecidas) o sequías y en sí la variación del caudal (Gordon *et al.* 2004; Allan & Castillo, 2007).

Entorno a la variación del caudal, existen cinco elementos propios del caudal para asegurar que las necesidades de un ecosistema lótico se cumplan. Estas incluyen la magnitud, la frecuencia de ocurrencia, la duración y tiempo del evento y la tasa de incremento y descenso. Estos elementos son determinados por la variación del clima, la vegetación, la geología y el terreno, así, se argumenta que los ríos de una región tienen un régimen de caudal característico (Allan & Castillo, 2007).

Por su parte, el régimen de caudal se define como el resultado de la interacción de todos los factores, procesos y sinergias de una cuenca (clima, topografía, vegetación, tamaño y forma de la cuenca, tipología de la red de drenaje) y las variaciones o cambios en estos elementos afectarán el régimen hídrico, alterarán las pautas de infiltración y escorrentía en la cuenca y modificarán los caudales máximos y los tiempos de ocurrencia (Izquierdo & Madroño, 2013).

Así, la forma del canal, la composición del fondo, la anchura del río y su ladera, la profundidad y la velocidad del agua, como también la fuerza de arrastre y el transporte de materiales, son en gran parte determinadas por el régimen de caudal. De esta forma, se dice que el caudal es un agente estructurador de hábitat físico, el cuál condiciona la distribución, la riqueza y la diversidad de las especies, a la vez muchas especies se ven influenciadas en su ciclo de vida por las variaciones en el régimen de caudal. Esto es evidente incluso en las escalas espaciales más pequeñas, donde las variaciones sutiles en el flujo y las velocidades cercanas al lecho pueden dictar la distribución y abundancia de especies de plantas y animales (Bunn & Arthington, 2002; Allan & Castillo, 2007; Izquierdo & Madroño, 2013).

A pesar de la importancia ecológica del régimen de caudales, actividades económicas tales como el riego de la agricultura, la ganadería, la producción de energía, la fabricación industrial y el uso doméstico requieren de la extracción del agua y esto ha generado drásticas reducciones en los flujos naturales de muchos ríos. Dado que el caudal es uno de los factores determinantes en la salud y el funcionamiento de los ríos, una reducción en el flujo puede causar efectos adversos, incluyendo la degradación del ecosistema acuático (Bonsch et al., 2015; Jain, 2015).

Las modificaciones en los ríos interrumpen la integridad ecológica con respecto a la continuidad longitudinal y a las interacciones laterales del cuerpo de agua con las zonas del borde ribereño. Estos impactos son evidentes y en ocasiones son irreversibles, por lo que hay una conciencia creciente del papel fundamental del régimen de caudales como un motor clave en la ecología de los ríos (Bunn & Arthington, 2002; D'heygere *et al.*, 2003).

Para disminuir el grado de impacto en los sistemas fluviales, se ha implementado el concepto de caudal ambiental, el cuál ha sido definido en la declaración de Brisbane (International WaterCentre, 2007) como “la cantidad, la calidad y el régimen de caudal que se requiere para mantener los ecosistemas de agua dulce y estuarinos, como también los medios de subsistencia y bienestar de los humanos que dependen de estos ecosistemas”. Al aplicar este concepto, debe distinguirse entre la cantidad de agua que se necesita para sustentar un ecosistema en su estado cercano a prístino (caudal ecológico) y la que podría eventualmente asignarse al mismo luego de un proceso de evaluación ambiental, social y económica (caudal ambiental).

Una de las importancias de definir un caudal ambiental es sustentar la biodiversidad y mantener la integridad ecológica. Para poder implementarlo se debe conocer el régimen de caudales naturales, ya que este influye en las variables velocidad y profundidad del agua, también en condiciones ambientales como la temperatura, el oxígeno disuelto, la morfología del canal y el tamaño de los sustratos (Smolar & Krivograd, 2013). A su vez el conjunto de estas variables influye en la biodiversidad acuática por varios mecanismos interrelacionados que operan sobre diferentes escalas espaciales y temporales. Bunn & Arthington (2002) proponen tres principios básicos de cómo la fauna acuática es influenciada por cambios en el régimen de caudales:

- 1- El caudal es uno de los determinantes del hábitat físico en los ríos, que a su vez es un determinante de la composición biótica. El modificar los regímenes de caudal altera el hábitat, modifica las escalas espaciales e influencia la comunidad acuática en la distribución y abundancia, como también en la composición y la diversidad.
- 2- Las especies han desarrollado estrategias de vida, principalmente en respuesta directa a los regímenes de caudales naturales. El flujo tiene influencia en la configuración de los patrones del ciclo vital de las especies acuáticas. Por lo tanto, la alteración de los regímenes de caudal puede dar lugar a un deficiente reclutamiento y a la pérdida de la biodiversidad de especies nativas.
- 3- Mantener los patrones naturales de la conectividad longitudinal y lateral es esencial para la viabilidad de las poblaciones de especies acuáticas. Debido a que

la sobrevivencia de algunas especies depende de sus movimientos longitudinales, como también el transporte de materiales desde la cabecera hasta la desembocadura, la cual es utilizada y transformada por distintos organismos. Mientras que, la conectividad lateral permite la interacción hidrológica entre el cauce del río, la llanura de inundación y el agua subterránea, estructura la heterogeneidad espacio-temporal de los hábitats de la llanura de inundación, lo que conduce a un alto nivel característico de biodiversidad.

Es entonces claro que la alteración en el régimen hídrico natural de un río afectará la estructura, dinamismo y sus microhábitats, lo cual podría generar una seria amenaza para la fauna acuática. En caso que se requiera hacer uso del flujo natural de un río para aprovechar sus aguas o su fuerza hidráulica, es importante determinar un caudal ambiental, y para ello primero se debe entender el régimen natural de caudales del río, para posteriormente seleccionar el o los volúmenes de agua que permitan mantener los procesos hidrológicos y biológicos que se dan dentro del sistema acuático, como también los usos sociales del río (Quesada, 2014).

Se han desarrollado más de 200 metodologías diferentes para la determinación de caudales ambientales, todas estas agrupadas en cuatro tipologías:

- Métodos hidráulicos
- Métodos hidrológicos
- Métodos holísticos
- Métodos de simulación del hábitat

La de mayor interés ecológico es la simulación del hábitat llamada también “metodología de modelación de hábitat” o “modelos de preferencia de hábitat (MPH)” y se basan en datos *in situ* (Li, Cai, Jiang, & Qu, 2012). Este método cuantifica la cantidad y calidad de hábitat acuáticos, bajo múltiples regímenes hidrológicos y con diferentes escenarios que combinan la hidrología con distintos procesos biológicos (Diez Hernández & Burbano, 2006). El enfoque clásico para cuantificar el hábitat consiste en estimar la cantidad de hábitat disponible para los organismos acuáticos clave (organismos sensibles a cambios en el flujo

de agua o de importancia económica), de acuerdo con el conocimiento que se tenga sobre su interacción con las condiciones abióticas.

La metodología más utilizada y conocida dentro de los métodos de simulación de hábitat es la llamada “Instream Flow Incremental Methodology” (IFIM). Es cuantitativa y valora el efecto de la variación del flujo en el hábitat biológico utilizado, además combina esta información con los criterios de preferencia de hábitat para determinar un índice de cantidad de hábitat disponible, sobre un posible rango de flujos (Li *et al.*, 2012). Las condiciones simuladas se relacionan con las preferencias o requerimientos de hábitat para diferentes estadios de vida (principalmente de peces), actividades de alimentación o reproducción. Estas preferencias son calculadas a partir de curvas de preferencia de hábitat, las cuales se basan en la ausencia o presencia del organismo estudiado a lo largo y ancho del cauce del río y se obtiene como resultado de la simulación, una serie de flujos óptimos como requerimientos de flujo ambiental (Alonso & González, 2007).

Las curvas de preferencia que origina el método del IFIM, muestra valores de una determinada variable (profundidad, velocidad, sustrato) del microhábitat donde se encontró a los distintos individuos de la especie de interés. Estas curvas se basan en el estudio de la probabilidad de uso ponderado según el hábitat disponible, en cada estación de muestreo. Así se corrige el efecto producido por la distinta disponibilidad de microhábitat, que influyen sobre el comportamiento de los individuos en cada lugar (Martínez Capel & García De Jalón Lastra, 1999). Sin embargo, esta metodología implica un muestreo intensivo ya que requiere de una base de datos robusta para generar las gráficas de preferencia de hábitat y en ocasiones no se cuenta con el financiamiento ni el tiempo necesario, como para poder completarlo.

Por su parte, en Costa Rica el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) desarrolló una metodología propia, llamada RANA. El proyecto es de carácter holístico multidisciplinario, enfocado en la investigación hidrológica, ecológica y socioeconómica. Para el enfoque ecológico se seleccionan especies bioindicadoras de caudal. Estas especies son todas aquellas que son sensibles a cambios en el volumen de agua y por lo tanto, ante una

disminución en la profundidad o velocidad, serían las que presentan más estrés hídrico, comprometiendo así sus poblaciones.

Esta metodología fue desarrollada en el 2005 y al principio fue sujeta a prueba utilizando únicamente las preferencias de hábitat de peces. Sin embargo, puede ser utilizada con macroinvertebrados acuáticos, anfibios, mamíferos y aves, siempre y cuando estos organismos estén relacionados a un sistema acuático. Así, a partir de una matriz de calificación de sensibilidad o tolerancia, elaborada por Chaves & Romero (2005) y Chaves y colaboradores (2006), se estimó la sensibilidad de cada orden de insectos acuáticos a variables tales como la reducción de la calidad del agua y los cambios en la velocidad y la profundidad del agua, los cuales son considerados como impactos generados por las obras de control fluvial y la modificación de los caudales. Con base en dichos criterios de sensibilidad, un panel de expertos seleccionó a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera y Megaloptera como indicadores (ICE, 2007). Las ninfas y larvas de efímeras y tricópteros, obtuvieron la mayor calificación como indicadores, debido a su sensibilidad a los impactos relacionados con las variables previamente mencionadas. Sin embargo, los especialistas entrevistados recomendaron utilizar la riqueza en lugar de un único taxón. Mientras que los plecópteros y los megalópteros son indicadores del impacto en las variaciones de caudal, siempre y cuando se utilicen en ríos con abundancia de hábitat, por ejemplo, en la sección media de la cuenca de los ríos con mayor caudal donde se presenta la condición rápido-poza y con un perímetro húmedo de mayor anchura (ICE, 2007).

Con base en el trabajo de campo en el año 2014, se determinó el caudal ambiental para los ríos Savegre, Reventazón y Grande de Térraba, utilizando la selección y la preferencia de hábitat de las larvas de *Anacroneuria* spp (Plecoptera), *Traverella longifrons* (Ephemeroptera) y *Corydalus* sp (Megaloptera) (Plecoptera, Ephemeroptera & Megaloptera: PEM) (Quesada, 2014).

Con las preferencias de hábitat de Plecoptera y Megaloptera se determinó que el caudal mínimo aceptable o ambiental para el Río Savegre es de 13 m³/s. El caudal ambiental para el río Grande Térraba es de 23 m³/s según las preferencias de Megaloptera y Ephemeroptera.

Por último, para el Río Reventazón se estimó un caudal ambiental de 32 m³/s basado en las preferencias de hábitat de Plecoptera y Megaloptera (Quesada, 2014). Sin embargo, para este estudio solo se contempló las velocidades, profundidades y el sustrato que cada género utiliza y no se cuantificó la cantidad de microhábitat óptimos, regulares e inadecuados que se originan bajo determinados caudales, es decir, la oferta real de hábitat que el río brinda a cada taxón según el caudal presente.

Con relación a esta última limitante antes señalada es interesante el trabajo de Dunbar y colaboradores (2010). Ellos propusieron un método para relacionar el cambio de caudal con la presencia de hábitat físico para los macroinvertebrados acuáticos. Resaltan que pocos estudios son direccionados a observar la influencia de las interacciones hidrológicas y la morfología del canal con la comunidad acuática, por lo tanto, evalúan las tendencias del caudal y lo relacionan en la abundancia de los taxa más comunes que se encuentren en el sitio.

Para llevar a cabo el estudio primeramente utilizaron el índice LIFE (Extence, Balbi, & Chadd, 1999) para reducir la comunidad a una métrica. Este índice tiene la ventaja de dar un valor a cada taxón dependiendo del microhábitat que selecciona y lo relaciona con su abundancia relativa, es decir, los agrupa según la preferencia percibida por cada taxón a condiciones particulares del microhábitat, como por ejemplo: una fuerte velocidad del agua y sustratos de mayor tamaño versus poca velocidad y sustratos de menor tamaño. El índice se utiliza para medir la respuesta de sensibilidad de los macroinvertebrados acuáticos a los cambios en el caudal.

El estudio de Dunbar *et al.* (2010), determinó que los caudales de intensidad media pero frecuentes son los que más benefician al índice LIFE, mientras que los caudales de mayor magnitud, pero de menor prolongación, no tienen una relación positiva con dicho índice, al igual que los caudales de menor flujo. Por lo tanto, los caudales de intensidad media y frecuentes suelen generar la mayor cantidad de hábitat físico disponible y aprovechable para los macroinvertebrados acuáticos.

En el mismo estudio, los autores mencionan la posibilidad de relacionar el índice LIFE con la determinación de un caudal ambiental, sin embargo, basaron su discusión en cómo se ve modificado el índice LIFE a caudales mínimos, medios y máximos y no determinaron un volumen de agua considerado como caudal mínimo aceptable. De ahí la importancia de valorar la utilidad de dicho índice, para contabilizar así la presencia de hábitat físico según el caudal presente y relacionarlo con el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.

La determinación de un caudal ambiental contribuirá a mantener las velocidades, profundidades y sustratos que los macroinvertebrados acuáticos necesitan, ya sea para poder completar su desarrollo larval, como para mantener la dinámica natural en los sistemas acuáticos (cadena trófica, descomposición, reducción y transporte de nutrientes). De especial importancia es el mantenimiento de una adecuada cantidad y calidad de hábitat, con el fin de evitar condiciones de estrés en los organismos, lo que conlleva a una reducción en sus poblaciones.

A pesar de que en el país existe una metodología para implementar caudales ambientales, esta no se encuentra oficializada a nivel nacional y únicamente está disponible para el uso interno del ICE, por lo que el resto de usuarios del recurso hídrico (hidroeléctricas, riego, ganadería, etc), continúan utilizando el valor del 10% de caudal promedio anual establecido en la directriz técnica del Departamento de Aguas del Ministerio de Ambiente y Energía, al no contar con metodologías integrales y económicamente viables para la determinación de caudales ambientales. De ahí la importancia de comparar metodologías y a la vez implementar índices que promuevan solventar dicha problemática. Así, en este estudio se quiere contestar si, ¿un ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos determina un caudal ambiental similar a uno determinado por las preferencias de hábitat de una especie indicadora de caudal (tales como las especies de los órdenes Plecoptera, Megaloptera y Ephemeroptera)?, bajo la hipótesis que, el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y las preferencias de hábitat de una especie bioindicadora de caudal (sombrilla), determinan caudales ambientales sin mucha disimilitud

Referencias

- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream Ecology: structure and function on running waters. Springerlink.
- Alonso, P. & González, R. (2007). Introducción a los caudales ambientales. Alonso, P., Gómez, A. & Saldaña, P. (eds). En: *Requerimientos para implementar el caudal ambiental en México*. IMTA-Alianza, WWF/ FGRA-PHI/ UNESCO-Semarnat. Jiutepec, Morelos, México. 176 pp.
- Bonsch, M., Popp, A., Biewald, A., Rolinski, S., Schmitz, C., Weindl, I., Humpenöder, F. (2015). Environmental flow provision: Implications for agricultural water and land-use at the global scale. *Global Environmental Change*, 30, 113–132.
- Bunn, S., & Arthington, A. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507.
- Chaves, A. & Romero, J. (2005). Panel de expertos sobre preferencias de hábitat de las especies indicadoras de caudal. Proyecto “Caudales de compensación”, Informe técnico, Instituto Costarricense de Electricidad, San José, Costa Rica. 86 pp.
- D’heygere, T., Goethals, P., Dedeker, A. & De Pauw, N. (2003). Development of a monitoring network to model the habitat suitability of macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium). International Congress on Modeling and Simulation. Vol: 1(4): 1-6.
- Diez Hernández, J., & Burbano, L. (2006). Técnicas avanzadas para la evaluación de caudales ecológicos en el ordenamiento sostenible de cuencas hidrográficas. *Revista Ingeniería E Investigación*, 26(1), 58–68.
- Dodds, W. (2002). Freshwater Ecology. Concepts and environmental applications. Academic Press. San Diego, California. 569 pp.
- Dunbar, M. J., Pedersen, M. L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R., & Larsen, S. E. (2010). River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology*, 55(1), 226–242.
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River flow indexing using british benthic macroinvertebrates : a framework for setting hydroecological objectives, 574, 543–574.
- Gordon, N.D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J. & R. J. Nathan. (2004). Stream Hydrology: an introduction for ecologists. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Ltd.

- International Water Center. (2007). The Brisbane Declaration. Brisbane, Australia. En línea: <http://www.watercentre.org/news/declaration>
- Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (2007). Determinación de una metodología para establecer el caudal de compensación en los ríos de Costa Rica a partir de dos casos de estudio. 63 p.
- Izquierdo, M. & Madroño, S. (2013). Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*, 23 (2): 77-94.
- Jain, S. K. (2015). Assessment of environmental flow requirements. *Current Science*, 108 (10), 1815–1825.
- Li, F., Cai, Q., Jiang, W., & Qu, X. (2012). The response of benthic macroinvertebrate communities to climate change: Evidence from subtropical mountain streams in Central China. *International Review of Hydrobiology*, 97(3), 200–214.
- Martínez Capel, F., & García De Jalón Lastra, D. (1999). Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica*, 17, 71–83.
- Quesada-Alvarado, F. (2014). Selección y preferencia de hábitat del estado larval de las familias Perlidae (Plecoptera), Corydalidae (Megaloptera) y Leptophlebiidae (Ephemeroptera) como insumo para la determinación de un caudal ambiental en tres represas hidroeléctricas. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 107 p.
- Smolar-Zvanut, N. & Krivograd, A. (2013). The impact of altered flow regime on periphyton. En: Maddock, I., Harby, A., Kemp, P. & Wood, P. (Eds). *Ecohydraulics: An integrated approach*. Wiley Blackwell, United Kingdom.

Capítulo 1. Asociación entre macroinvertebrados acuáticos y el flujo del agua, propuesta de ajuste del índice LIFE para Costa Rica

(con formato para Water Journal)

Resumen. El caudal es uno de los principales estructuradores de hábitat físico para los macroinvertebrados acuáticos, por lo que condiciona la distribución, riqueza y diversidad de especies. Se ha observado que variaciones en el caudal, modifican la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, debido a que cambian las condiciones hidráulicas, fisicoquímicas y espaciales. El índice LIFE permite determinar cómo varía la comunidad de macroinvertebrados acuáticos según cambios en el caudal, este índice fue desarrollado en Inglaterra y por lo tanto, para ser utilizado en otros países se debe ajustar. De esta forma el objetivo de este trabajo consistió en clasificar a los macroinvertebrados acuáticos de Costa Rica a una categoría de flujo. Se realizó una encuesta a un panel de expertos para que a través de la experiencia se le asignara una categoría de flujo a los géneros más comunes del país. Además, durante un año (2017-2018) se recolectó macroinvertebrados acuáticos en el río Naranjo bajo distintas velocidades y por medio del paquete TITAN2 se determinó su respectivo umbral ante la variable velocidad. Se observó una variación en las respuestas del panel de expertos, sin embargo, hubo varios taxones en los que coincidían en más de un 60%. La prueba TITAN2, asignó un umbral a la velocidad en 32 géneros, siendo el punto de inflexión a los 0.1 m/s. El panel de expertos sirvió como herramienta para asignarles una categoría a aquellos géneros que la prueba TITAN2 no contempló. El aumento progresivo en la velocidad del agua a partir de los 0.1 m/s desfavorece a los macroinvertebrados acuáticos que no son afines a altas velocidades, mientras que, los géneros afines a las velocidades moderadas y altas, empiezan a aumentar en frecuencia, registrándose organismos para cada una de las categorías de velocidad consideradas en el índice LIFE, por lo tanto, se logró adaptar el índice para Costa Rica.

Key words: aquatic insect, velocity, tropical river, TITAN2, LIFE index

1. Introducción

La presencia y abundancia de los macroinvertebrados acuáticos en los sistemas lóticos depende de factores como la calidad del agua, las características hidrogeomorfológicas y las variaciones de caudal (Teferi, Haileselesie, Asmelash, & Haile, 2013; Gallardo et al., 2014; Brooks & Haeusler, 2016). Este último es un estructurador del hábitat físico, que, a

su vez condiciona la distribución, riqueza y diversidad de especies. Asimismo, las variaciones en el régimen del caudal influyen el ciclo de vida de muchas especies acuáticas (Bunn & Arthington, 2002; Allan & Castillo, 2007; Izquierdo & Madroñero, 2013).

Estas variaciones en el régimen de caudal pueden generarse de manera natural al pasar de la época lluviosa a la seca, o bien por fluctuaciones en el régimen de precipitaciones, causadas ya sea por el cambio climático o el fenómeno ENOS (Quesada, 2001). También se originan por influencia antrópica, ya sea por la extracción del agua o por la construcción de represas, disminuyendo el flujo natural del agua. Ante estas variaciones de caudal se han producido numerosos estudios ecológicos asociados con la sequía (Ligeiro et al., 2013; Řezníčková, Šikulová, Pařil & Zahradkova, 2013; Chessman, 2014; Boulton, 2015; Pinheiro, Ligeiro, de Lucena, Molozzi & Callisto, 2018; Mathers, Worrall, & Wood, 2019) y se ha examinado el impacto de la reducción de caudal sobre las comunidades acuáticas (Extence, Balbi, & Chadd, 1999).

La reducción del caudal ecológico de un río repercute en la salud del ecosistema, ya que, este es el componente principal para mantener el buen estado ecológico (Pastor, Ludwig, Biemans, Hoff, & Kabat, 2014). El caudal permite la renovación de sustratos a lo largo de la cuenca, así como el arrastre de sustratos finos como la grava y la arena, las cuales pueden colmatar los de mayor tamaño, eliminando así hábitats para los macroinvertebrados acuáticos. Además, influye en el arrastre de nutrientes y en mantener la conectividad funcional longitudinal y transversal desde la cabecera hasta la desembocadura (Flotemersch, Stribling, & Paul, 2006; Allan & Castillo, 2007; White et al., 2017). Por lo tanto, para mantener los ecosistemas lóticos en buen funcionamiento se debe asegurar las cinco características del caudal: magnitud, frecuencia, duración, tiempo y rango de cambio (Allan & Castillo, 2007; Pastor et al., 2014).

Varios estudios han mostrado una respuesta en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos ante variaciones (positivas o negativas) en el caudal (*e.g.* Extence et al., 1999; Dunbar et al., 2010). Taxones asociados a flujos lentos tienden a incrementar su abundancia cuando el caudal disminuye, mientras que otras especies asociadas a flujos rápidos exhiben una respuesta opuesta (Extence et al., 1999; Řezníčková et al., 2013). De esta manera, ciertos taxones pueden ser indicadores de las condiciones de flujo. Además,

las alteraciones en la estructura de la comunidad pueden ocurrir como consecuencia directa a la variación en los patrones de caudal o indirectamente a través de cambios en los hábitats asociados (Extence *et al.*, 1999; Dunbar *et al.*, 2010).

Ante este panorama, Extence *et al.* (1999), desarrollaron el índice llamado “Lotic-Invertebrate Index for Flow Evaluation (LIFE)” el cual consiste en dar un valor numérico a cada taxón dependiendo del microhábitat que selecciona, según categorías de velocidad del agua. Además, el índice le otorga un valor mayor a los organismos que son dependientes de flujos rápidos y turbulentos, ya que, ante disminuciones del caudal, los hábitats que se ven perjudicados en primera instancia, son los rápidos y las cataratas (Cortes, Ferreira, Oliveira, & Oliveira, 2002). De esta forma, el índice se utiliza para medir la respuesta del ensamble de los macroinvertebrados acuáticos, basados en su la sensibilidad ante cambios en el caudal.

El índice puede ser utilizado para proporcionar una línea base de las preferencias de velocidad de los géneros más comunes y abundantes del país. Estas características permitirían emplearlo para establecer caudales de referencia adecuados para proteger y mantener la integridad ecológica en aquellos ríos donde hay aprovechamiento del recurso hídrico. De igual manera se podrá utilizar para medir el impacto de la extracción de agua y para determinar las afectaciones por cambios en la morfología de un río. Sin embargo, el índice LIFE fue desarrollado en Inglaterra, donde cuentan con características hidrogeomorfológicas, climatológicas y composición de especies de macroinvertebrados acuáticas distintas a las tropicales, por lo tanto, el objetivo de este trabajo consiste en ajustar el índice LIFE para Costa Rica, asociando a los macroinvertebrados acuáticos a una categoría de flujo.

2. Metodología

2.1. Sitio referencia

Para este trabajo se seleccionó la cuenca del Río Naranjo, ubicada en la vertiente del Pacífico Central de Costa Rica. Esta cuenca posee una red de drenaje de 323.39 km², lo que corresponde a un 0.63% de la superficie nacional (Proyecto de Ley 20-098, 2018). La

cuenca cuenta con poca intervención antrópica, la principal actividad es agrícola y no existen represas hidroeléctricas, lo cual le confiere el carácter de una cuenca de referencia. Se realizó un total de diez muestreos, hasta completar un ciclo anual donde se evaluaron las cuatro estaciones del año (seca, lluviosa, transiciones). Se seleccionó dos sitios, el primero denominado N1 (9.5120778; -84.0334194) ubicado en la cuenca media-baja a 100 m.s.n.m. y un segundo sitio, denominado N2 (9.4629111; -84.0679361), en la cuenca media a 620 m.s.n.m, ambos sitios se encuentran en un bosque muy húmedo premontano, según la clasificación de Holdridge (1964). El primer sitio se caracteriza por la presencia de sistemas tipo rápidos y pozas; el sustrato está dominado por cantos rodados y grava, hay contacto del cuerpo de agua con la vegetación de ribera, la cual está conformada por árboles dispersos y gramíneas. En el segundo sitio, N2, predominan los sistemas tipo rápidos, con dominancia de sustratos tipo canto rodado y roca, ambas márgenes se encuentran cubiertas con árboles y arbustos.

En cada sitio de muestreo y por campaña se obtuvo un total de diez muestras, las cuales se recolectaron de manera aleatoria, de forma transversal al río en época seca y longitudinal en época lluviosa, con el fin de muestrear la mayor cantidad de microhábitats determinados por la velocidad del agua. Así, en cada microhábitat se sumergía un velocímetro marca Global Water, se determinaba la velocidad y posteriormente se introducía una red D de 500 micras de luz de poro, se removía el sustrato frente a la red por 45 segundos, para que los organismos fueran arrastrados y atrapados en la red. Seguidamente, el material atrapado en la red se depositó en bolsas plásticas debidamente rotuladas y se preservó con etanol al 85%, para su posterior separación e identificación taxonómica en el laboratorio.

Los macroinvertebrados acuáticos fueron identificados al menor nivel taxonómico posible, en su mayoría a género, por medio de las claves taxonómicas: Contreras & Harris (1998), Roldán (1998), Manzo & Archangelsky (2008), Flowers & De la Rosa (2010), Ramírez (2010) y Springer (2010). Los organismos fueron depositados en la colección de Entomología Acuática del Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica (MZUCR).

2.2. Ajuste del índice LIFE

El índice LIFE está compuesto por tres apartados, el primero establece las categorías según la asociación de los macroinvertebrados a una categoría de velocidad (Cuadro 1). El segundo apartado corresponde a las distintas categorías de abundancia de macroinvertebrados acuáticos (Cuadro 2), la cual se evalúa por taxón registrado. Mientras que el tercer apartado (Cuadro 3), asigna los valores finales según la combinación de las categorías de abundancia con cada categoría de flujo, donde se le otorga mayor puntaje a los organismos que habitan zonas turbulentas (Extence *et al.*, 1999).

Cuadro 1 . Grupo de categorías del flujo del agua, para asociar a los taxones de macroinvertebrados acuáticos. Cuadro modificado de Extence et al. 1999.

Categoría	Descripción	Rango de Velocidad
I	Taxa asociados a flujos rápidos	> 1 m/s
II	Taxa asociados a flujos moderados a rápidos	0.2 a 1 m/s
III	Taxa asociados a flujos lentos	<0.2 m/s
IV	Taxa asociados a flujos lentos y sin movimiento	-
V	Taxa asociados únicamente a flujos sin movimiento	-

Cuadro 2. Categorías por abundancia de cada taxón evaluado de macroinvertebrados acuáticos obtenidos en un muestreo. Cuadro tomado de Extence et al. 1999.

Categoría	Abundancia estimada
A	1-9
B	10-99
C	100-999
D	1000-9999
E	10000 +

Cuadro 3. Valores de diferentes categorías de abundancias de taxones asociados con cada categoría de flujo. Cuadro tomado de Extence et al. 1999.

Grupo de flujo	Abundancias			
	A	B	C	D/E

I	Rápido	9	10	11	12
II	Moderado-Rápido	8	9	10	11
III	Lento-Moderado	7	7	7	7
IV	Empozado-Lento	6	5	4	3
V	Empozado	5	4	3	2

Así, el primer paso para ajustar el índice es determinar a cuál categoría (Cuadro 1) pertenece un organismo, esta asociación es general y en buena teoría no debería de variar de un cuerpo de agua a otro. Para llevar a cabo esta labor, se realizó una encuesta a un panel de expertos (Beecham, Hall, Britton, Cottee, & Rainer, 2005), en este caso se seleccionó a biólogos con más de cinco años de experiencia trabajando con macroinvertebrados acuáticos. En la encuesta, se agregaron los géneros y familias más comunes del país y se les solicitó que seleccionara en cuál categoría (turbulento, rápido, moderado, lento, estancado) es más frecuente registrar al taxón. El panel de expertos funciona como herramienta evaluadora y a la vez permite asignarles un puntaje a aquellos géneros que no se llegaron a reportar en el río de referencia (Río Naranjo).

Seguidamente, con los taxones registrados e identificados, se utilizó la prueba TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis; King & Baker, 2010) para obtener el rango de velocidad aproximado que cada taxón utiliza. Esta prueba permite obtener cambios en la distribución de los taxones a lo largo de un gradiente ambiental sobre el tiempo y espacio. El gradiente se divide en dos grupos: el z- el cual corresponde a clasificaciones negativas y responden negativamente al aumento de la variable, y z+ que son clasificaciones positivas y responden de manera positiva al aumento del gradiente (Baker & King, 2010; King & Baker, 2014; Monk et al., 2017; Hanh et al., 2018).

Para cada taxón, TITAN determina un punto óptimo de cambio, como el valor que maximiza la asociación de taxones dentro de ambos grupos. Al pasar este punto de valores bajos a altos, la abundancia y la frecuencia de aparición en el grupo z- disminuirán, mientras que, el grupo z+ empieza a aumentar. Para determinar la precisión del valor del punto de cambio, se implementó un bootstrap de 500 repeticiones. Esto permite generar dos grupos (pureza y confianza) para evaluar la calidad de respuesta de cada taxón. Pureza se define como la proporción en la respuesta a una dirección (incremento o descenso) cuando pasa el punto de cambio que concuerda con la respuesta observada. A los indicadores puros

se les asigna la misma dirección de respuesta. La confianza se estima por la proporción de puntos de cambio que resultan consistentemente en la agrupación significativa de un taxón. Para este estudio se consideró la pureza y confianza con valores ≥ 90 .

Así, con la información brindada por el panel de expertos y los resultados arrojados por la prueba TITAN para los géneros del río Naranjo, se puede generar la asociación de cada taxón a una categoría de velocidad dentro del índice LIFE-CR. Cabe aclarar que, el trabajo de Extence *et al.* (1999) contempla especies, géneros y familias, sin embargo, para el caso de Costa Rica, se asoció hasta el nivel de género, debido a la gran diversidad de especies, a la falta de claves taxonómicas a nivel de especie y la poca información sobre asociaciones entre larvas y adultos (Springer, Gutiérrez, Echeverría, 2014).

3. Resultados

Para el caso de Costa Rica, el apartado I (Cuadro 1), la categoría seis de velocidad se eliminó, debido a que no hay registro de organismos capaces de sobrevivir ante condiciones de sequía. Así, el primer apartado queda con cinco categorías de condición de flujo (Cuadro 1). Los apartados II y III se mantienen igual a lo propuesto por Extence *et al.* (1999).

3.1. Panel de expertos

Para asignar cada género a una categoría de velocidad se empleó el criterio del panel de expertos, con un total de seis participantes, los cuales clasificaron a 72 taxones en cada una de las categorías. Sin embargo, en este estudio, se presentan únicamente los resultados para los géneros de las familias Baetidae (Ephemeroptera), Perlidae (Plecoptera) y los géneros del orden Trichoptera. El resto de los géneros según la familia o el orden, se encuentran en la sección complementaria, esto con el fin de presentar un resumen de las respuestas por la cantidad de gráficos generados.

Según la evaluación obtenida por el panel de expertos, para los géneros de la familia Baetidae, *Mayobaetis* y *Moribaetis* los han registrado con mayor frecuencia en velocidades turbulentas; *Baetodes* y *Camelobaetidius* en velocidades tipo rápido y, por último, a *Callibaetis* en condiciones de empozado (Fig. 1). Por su parte, el género *Anacroneuria*, ha

sido registrado por la mayoría del panel de expertos a velocidades consideradas rápidas y en menor proporción en la categoría turbulento (Fig. 1).

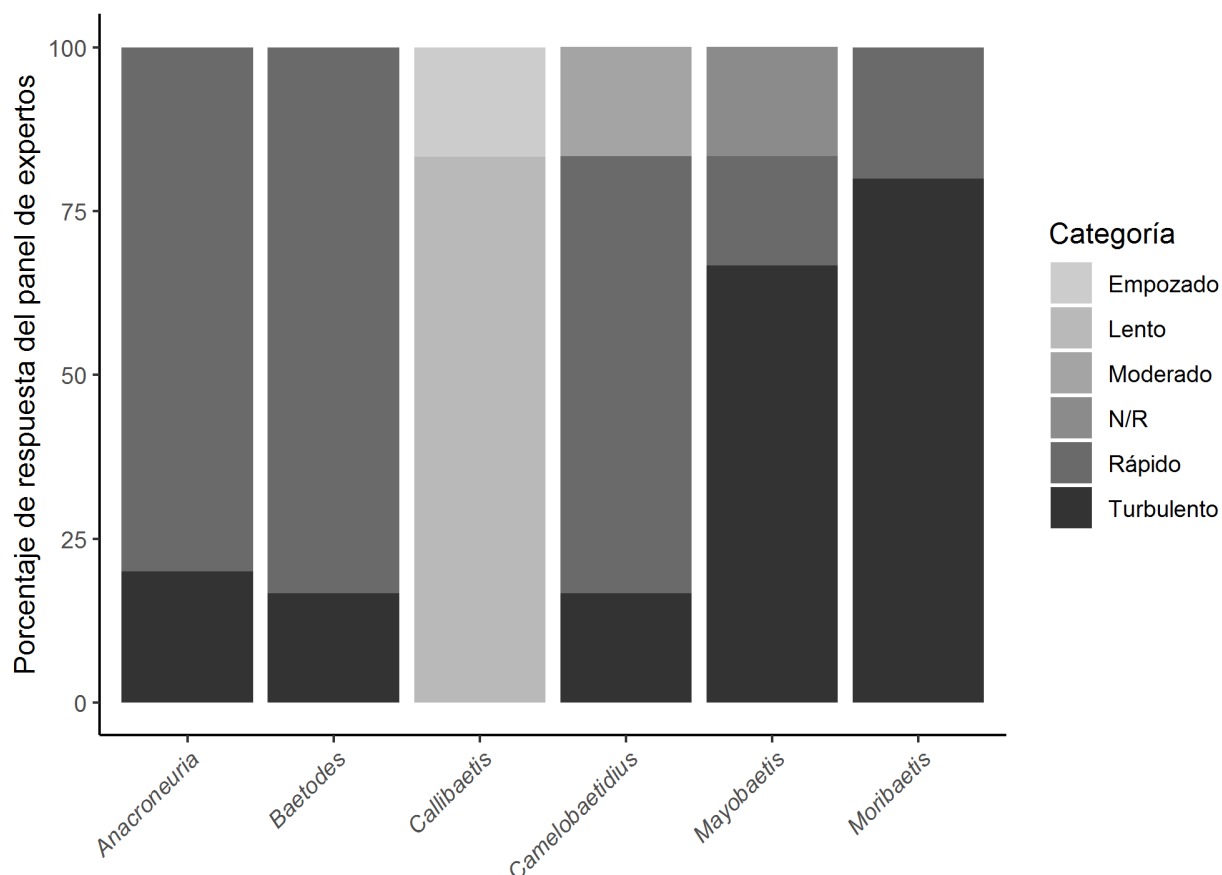


Figura 1. Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la familia Baetidae (Ephemeroptera) y el género de la familia Perlidae (Plecoptera).

Para el caso del orden Trichoptera, solo el género *Atopsyche* (Hydrobiosidae) fue ubicado con un 100% dentro de la categoría de velocidad tipo rápido, en la cual el panel de expertos lo registra con mayor frecuencia (Fig. 2). Los géneros *Leptonema*, *Smicridea* (Hydropsychidae), *Chimarra* (Philopotamidae), *Rhyacopsyche* y *Anchitrichia* (Hydroptilidae) los clasificaron dentro de la velocidad rápida, con más de un 50% de respuesta. El género *Phylloicus* (Calamoceratidae) es el único que fue clasificado dentro de la velocidad lenta. El resto de los géneros presentó discordancias en las respuestas del panel de expertos (Fig. 2).

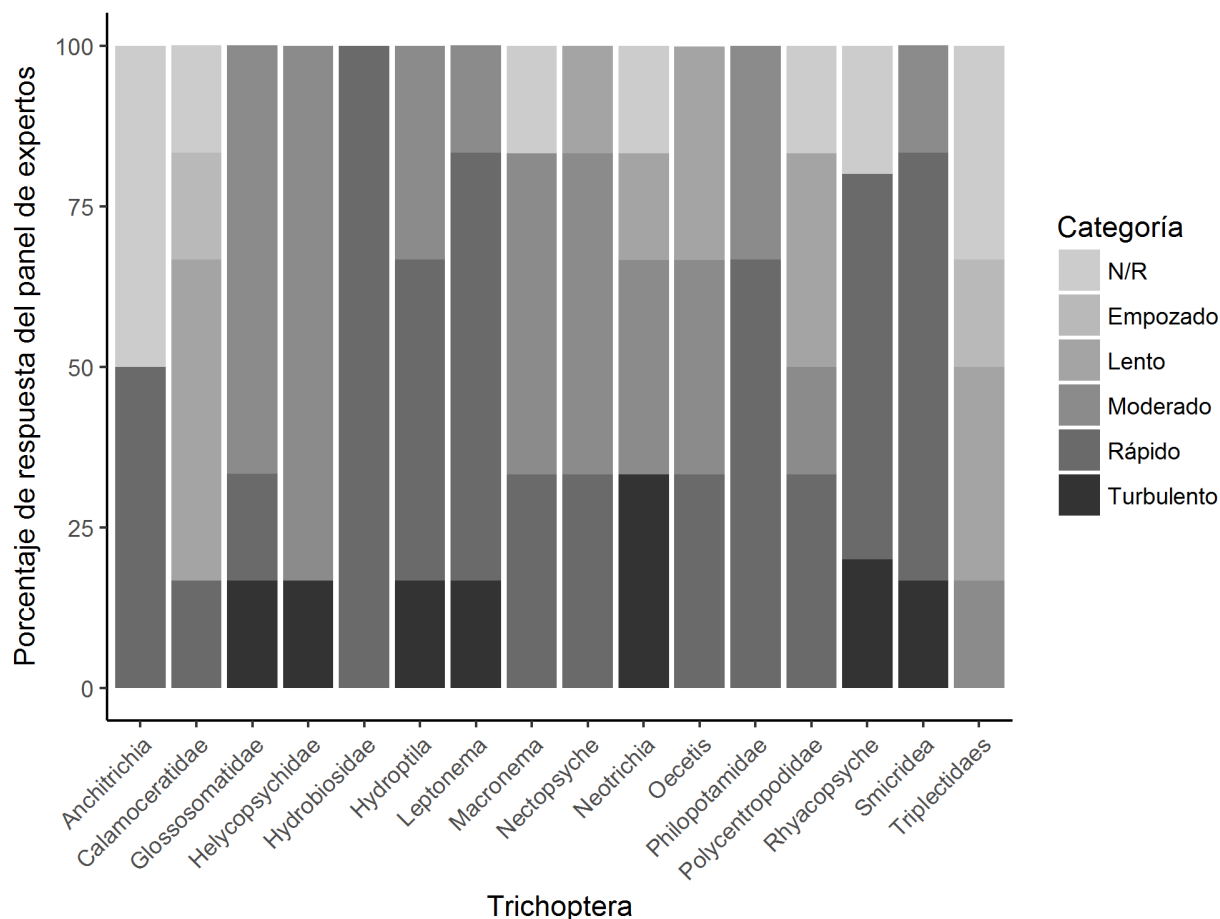


Figura 2. Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros del orden Trichoptera.

3.2. Categoría de velocidad según TITAN

Por medio de los muestreos en el Río Naranjo, se evaluó un total de 230 microhábitats determinados por la velocidad del agua y un total de 7742 organismos fueron identificados en 75 géneros, 38 familias y 11 órdenes. La prueba TITAN, demostró que el punto de inflexión para el umbral definido por la velocidad del agua es a 0.1 m/s. Esto sugiere que los taxones de aguas lentas disminuyen rápidamente en abundancia y frecuencia a partir de los 0.1 m/s. No obstante, los taxones de velocidades moderadas y rápidas cuentan con un leve aumento y seguidamente se mantienen constantes en su abundancia y frecuencia, posteriormente ambos z+ y z- continúan disminuyendo (Fig. 3).

El porcentaje de taxones puros y de confianza fue de 43% (32 taxones). De estos, 15 taxones son indicadores de velocidades del agua moderadas y rápidas, y 17 de velocidades bajas. Taxones como *Anacroneuria*, *Paltostoma*, *Maruina*, *Limonia* y *Leucotrichia*, tuvieron mayor respuesta al aumento de la velocidad, mientras que, *Callibaetis*, *Epigomphus*, *Caenis*, *Limnocois* y *Phylloicus*, respondieron a velocidades menores a los 0.2 m/s (Fig. 4).

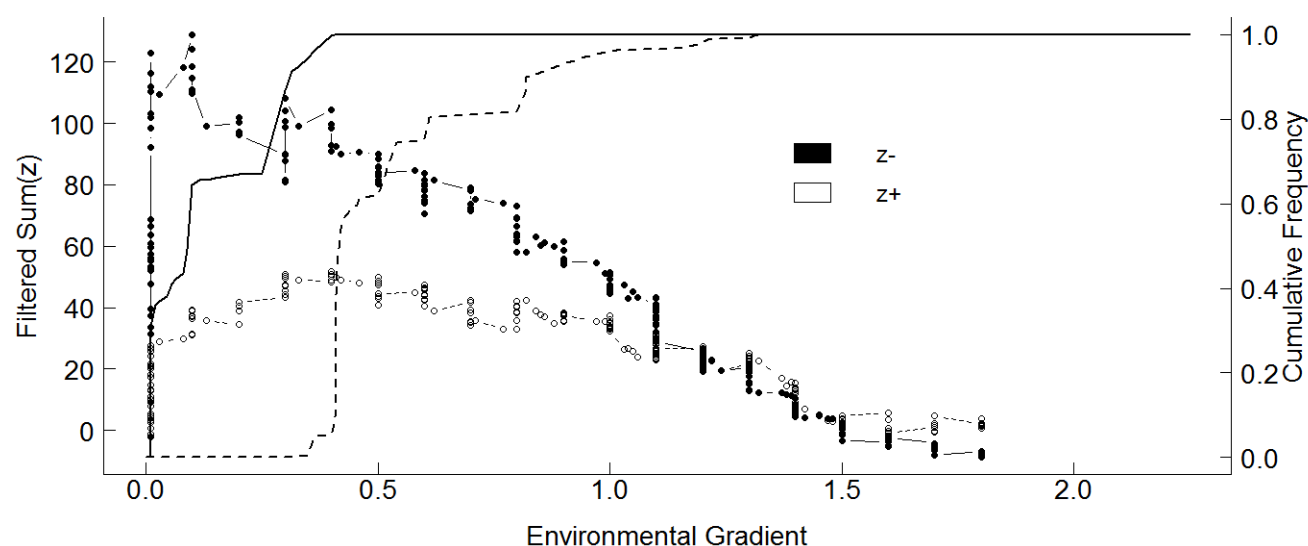


Figura 3. Análisis de indicador de umbral de taxones (Pureza= 0.90, Confianza= 0.90, para cinco mínimo de observaciones, 250 permutaciones y 500 bootstrap). Los indicadores negativos (z-) se representan con los círculos de color negro y los indicadores positivos (z+) con los círculos blancos. Las líneas continuas y discontinuas representan la distribución de la frecuencia acumulada de los puntos de cambio entre 500 repeticiones de bootstrap para la suma (z-) y la suma (z +) respectivamente.

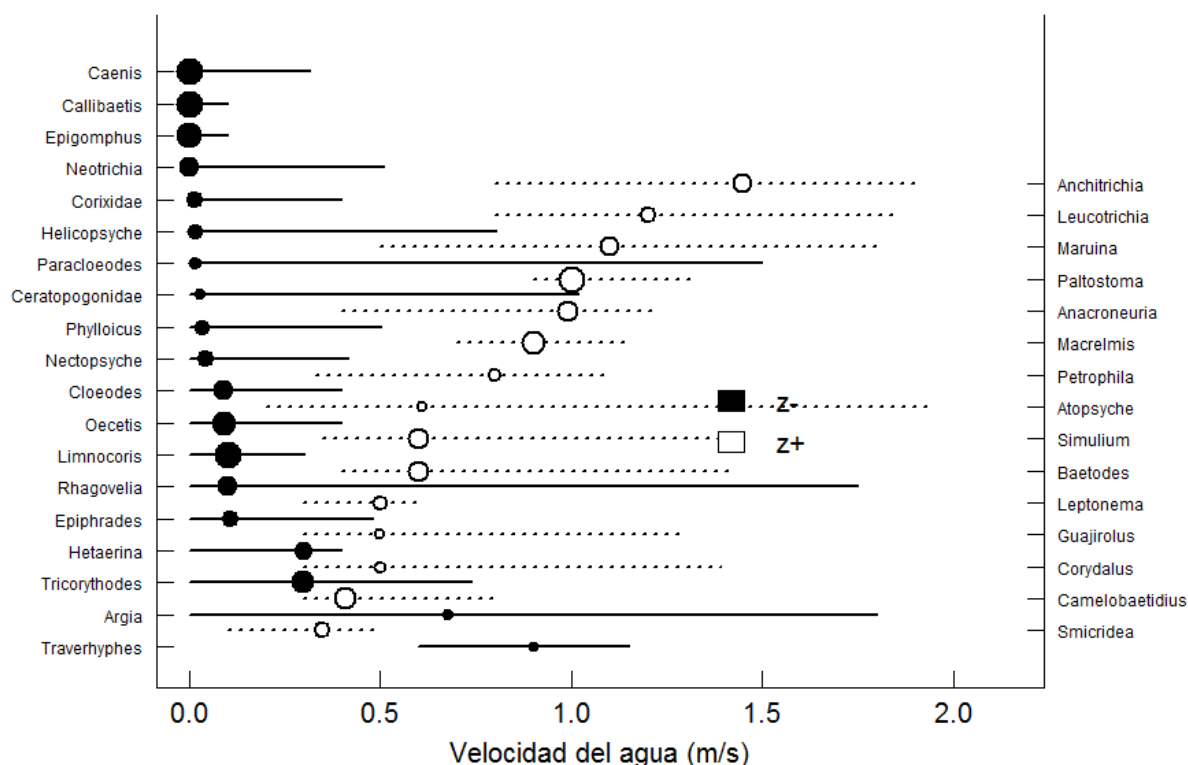


Figura 4. Resultados TITAN de la respuesta de los taxones a la velocidad de flujo (m/s). Los círculos negros corresponden a géneros que disminuyeron al aumentar la velocidad del agua (z-), mientras que, los círculos blancos corresponden a géneros con respuesta positiva al aumento de la velocidad (z+). Los símbolos se dimensionan en proporción a la magnitud de la respuesta (puntuación z-score). Las líneas horizontales representan los cuantiles 5 y 90 entre 500 réplicas de bootstrap. El tamaño del círculo indica el grado de velocidad donde se encuentran más organismos.

4. Discusión

Existe a nivel mundial una preocupación por la sobreexplotación del recurso hídrico y las modificaciones de los cauces, por lo que se han generado medidas para proteger los ecosistemas y asegurar la biodiversidad acuática (Abell *et al.* 2019). La implementación de metodologías para identificar las afectaciones producto de las alteraciones en los cuerpos de agua, han sido útiles en planes de manejo de cuencas (Vörösmarty, *et al.* 2010; Bunn, 2016). El índice LIFE desarrollado por Extence *et al.* (1999), puede ser una herramienta útil para determinar caudales ambientales y afectaciones del cauce. En este documento se

adaptó el índice para Costa Rica y se clasificó a los géneros más abundantes del país a una categoría de velocidad (Cuadro 4).

El panel de expertos sirvió como una herramienta para clasificar o calibrar los resultados obtenidos en el río referencia (Beecham, *et al.*, 2005), cuando el rango de velocidad en la prueba TITAN2 abarcó varias categorías, o bien, asignarles un valor a aquellos géneros que no se registraron. Así, los géneros *Moribaetis* y *Mayobaetis* (Ephemeroptera: Baetidae; Fig. 1), a pesar de que se registraron en el río Naranjo, la prueba TITAN2 no los contempló debido a que tenían un nivel de confianza menor al 90%, sin embargo, fue posible asignarlos a la categoría de velocidad turbulento a través del panel de expertos.

No obstante, para algunos géneros, la clasificación por parte del panel de expertos puede ser confusa debido a la variabilidad en las respuestas, o el resultado quedó dividido a la mitad (50 – 50%). Por ejemplo, en el caso del género *Nectopsyche* (Trichoptera: Leptoceridae), donde se obtuvo 45% de respuestas en velocidad tipo moderado, 45% en lento y 10% en empozado, esta situación dificulta el asignarlo a una categoría, si se aplicara sólo este método.

La prueba TITAN fue desarrollada en el 2010 y hay pocos estudios que determinen el umbral de macroinvertebrados acuáticos para la variable velocidad (Monk et al. 2017; Hanh et al., 2018). Por lo tanto, este estudio es el primero en identificar la respuesta de los macroinvertebrados acuáticos ante esta variable para un río en Costa Rica. Cabe destacar que, en este caso, para el propósito de ajustar el índice, se seleccionó un río de mayor variación de caudal, con pocas alteraciones antropológicas y sin represas hidroeléctricas, con el objetivo de evaluar la gama de velocidades en época seca y época lluviosa, así como obtener la mayor riqueza de macroinvertebrados acuáticos.

TITAN2 clasificó a los organismos que responden de manera positiva (z+) a aumentos en la velocidad del agua, sin embargo, esto no significa que el aumento progresivo de la variable se traduzca así mismo en el aumento en la frecuencia y abundancia de organismos, ya que existe un umbral de velocidad y la prueba identificó que el punto de inflexión para los macroinvertebrados acuáticos a velocidades rápidas es a los 0.5 m/s. Similar a las

curvas de preferencia realizadas por Gore, Layzer, & Mead (2001), para Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera, donde se observa que existe un rango que los organismos prefieren y a velocidades extremas (>2 m/s) difícilmente se encuentran organismos.

Para este estudio, géneros pertenecientes a las familias Corydalidae, Perlidae, Crambidae e Hydropsychidae respondieron de manera positiva al aumento de la corriente del agua, similar al trabajo realizado por Hanh *et al.* (2018) en el Río Guayas, Ecuador. En caso contrario Gomphidae, Leptohyphidae y Leptoceridae para este estudio respondieron de manera negativa (z), mientras que en el estudio de Hanh *et al.* (2018), los clasificaron como z+. Esta variación entre estudios puede deberse al tipo de río donde se realizó el estudio y su oferta de hábitat, o bien, a los géneros evaluados.

TITAN2 también clasificó a organismos que responden de manera negativa (z-) a aumentos en la velocidad del agua, siendo el punto de inflexión a los 0.1 m/s. Así, entre los 0 y 0.1 m/s es el rango donde posiblemente se encuentre con mayor frecuencia y abundancia a organismos como *Phylloicus* (Calamoceratidae), *Oecetis*, *Nectopsyche* (Leptoceridae), *Epigomphus* (Gomphidae), *Hetaerina* (Calopterygidae), entre otros. Los tricópteros clasificados en el z- construyen casas o refugios de pequeños granos de arena o de pedazos de hojas, y los odonatos tienen cuerpos alargados y cilíndricos; ambas condiciones no son adecuadas para colonizar altas velocidades (Gordon *et al.* 2004) por lo que estos organismos se han adaptado para sobrevivir y colonizar los microhábitats de menor velocidad.

Cuando las respuestas del panel de expertos y el rango obtenido del umbral de hábitat para la variable la velocidad por la prueba TITAN2, dificultan la asignación a una categoría de velocidad, se puede emplear la literatura, sobre la forma corporal y las estrategias de vida. Ya que se menciona que organismos con cuerpos aplanados, presencia de espiráculos, uñas fuertes, ventosas, ganchos y presencia de seda, son rasgos que se pueden encontrar en organismos que prefieren las zonas de mayor velocidad. Mientras que, rasgos como refugios de piedras, cuerpo ovalado y patas nadadoras, son típicos en organismos que prefieren las velocidades bajas y nulas.

Se concluye que el panel de expertos y la prueba TITAN son dos herramientas que permitieron clasificar a los géneros más comunes de Costa Rica a una categoría de velocidad, para ajustar el Índice LIFE. De esta manera el índice podrá ser utilizado para medir el impacto sobre un ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en aquellos ríos que cuenten con variaciones de caudal de manera natural o antrópica, como también evaluar el impacto en la modificación del cauce, al variar la presencia de hábitat tipo rápidos y pozas en un tramo del río.

Cuadro 4. Lista de géneros de macroinvertebrados acuáticos de Costa Rica, clasificados según la categoría de velocidad del índice LIFE.

Insecta		<i>Simulium</i>	II
Coleoptera		Tipulidae	
Dytiscidae	IV	<i>Hexatoma</i>	III
Elmidae		<i>Limonia</i>	I
<i>Heterelmis</i>	II	<i>Molophilus</i>	IV
<i>Hexanchorus</i>	II	<i>Tipula</i>	IV
<i>Macrelmis</i>	II	Ephemeroptera	
<i>Phanocerus</i>	II	Baetidae	
<i>Pharceonus</i>	II	<i>Americabaetis</i>	III
Gyrinidae	IV	<i>Baetodes</i>	II
Hydrophilidae	V	<i>Callibaetis</i>	V
Limnichidae	V	<i>Camelobaetidius</i>	III
Noteridae	V	<i>Cloeodes</i>	IV
Psephenidae	III	<i>Guajirolus</i>	III
Ptilodactylidae		<i>Mayobaetis</i>	I
<i>Anchytarsus</i>	II	<i>Moribaetis</i>	I
Scirtidae	V	<i>Varipes</i>	III
Diptera		Caenidae	
Blephariceridae		<i>Caenis</i>	IV
<i>Paltostoma</i>	I	Heptageniidae	
Ceratopogonidae	IV	<i>Eoporus</i>	I
Culicidae	V	Leptohyphidae	
Psychodidae		<i>Epiphrales</i>	III
<i>Maruina</i>	I	<i>Leptohyphes</i>	II
Simuliidae		<i>Traverhyphes</i>	II

<i>Tricorythodes</i>	IV	Coenagrionidae	
<i>Vacupernius</i>	II	<i>Argia</i>	III
Leptophlebiidae		Gomphidae	IV
<i>Farrodes</i>	II	Libellulidae	IV
<i>Hydrosmilodon</i>	II	Megapodagrionidae	
<i>Terpides</i>	IV	<i>Heteragrion</i>	IV
<i>Thraulodes</i>	II	Platystictidae	
<i>Traverella</i>	II	<i>Palaemnema</i>	III
<i>Ulmeritoides</i>	IV	Polythoridae	
Oligoneuriidae		<i>Cora</i>	II
<i>Lachlania</i>	II	Plecoptera	
Hemiptera		Perlidae	
Corixidae	IV	<i>Anacroneuria</i>	I
Belostomatidae		Trichoptera	
<i>Belostoma</i>	IV	Calamoceratidae	
<i>Abedus</i>	IV	<i>Phylloicus</i>	III
<i>Lethocerus</i>	V	Ecnomidae	
Gerridae	IV	<i>Austrotinodes</i>	II
Naucoridae		Glossosomatidae	II
<i>Ambrysus</i>	IV	Helicopsychidae	III
<i>Cryphocricos</i>	II	Hydrobiosidae	
<i>Limnocoris</i>	IV	<i>Atopsyche</i>	II
<i>Pelocoris</i>	IV	Hydropsychidae	
Nepidae		<i>Leptonema</i>	II
<i>Ranatra</i>	V	<i>Smicridea</i>	II
Notonectidae		<i>Macronema</i>	III
<i>Buenoa</i>	IV	Hydroptilidae	
<i>Martarega</i>	IV	<i>Anchitrichia</i>	I
<i>Notonecta</i>	IV	<i>Leucotrichia</i>	I
Veliidae	IV	<i>Rhyacopsyche</i>	I
Lepidoptera		<i>Zumatrichia</i>	I
Crambidae		<i>Oxyethira</i>	III
<i>Petrophila</i>	II	<i>Ochrotrichia</i>	I
Megaloptera		<i>Hydroptila</i>	III
Corydalidae		<i>Metrichia</i>	III
<i>Corydalus</i>	II	Leptoceridae	
<i>Chloronia</i>	III	<i>Nectopsyche</i>	III
Odonata		<i>Oecetis</i>	III
Aeshnidae	V	<i>Triplectides</i>	IV
Calopterygidae		Philopotamidae	
<i>Hetaerina</i>	III	<i>Chimarra</i>	II

Polycentropodidae	III	<i>Macrobrachium</i>	II
Crustacea		Atyidae	
Decapoda		<i>Atya</i>	II
Palaemonidae			

5. Referencias

- Abell, R., Vigerstol, K., Higgins, J., Kang, S., Karres, N., Lehner, B., Sridhar, A. & Chapin, E. (2019). Freshwater biodiversity conservation through source water protection: Quantifying the potential and addressing the challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 29: 1022-1038.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. (Vol. 2nd). Dordrecht: Springer.
- Baker, M. & King, R. (2010). A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community threshold. *Methods in Ecology and Evolution*. *British Ecological Society* 1 (1), 25-37.
- Beecham, S., Hall, T., Britton, C., Cottee, M., & Rainer, A. (2005). Using an expert panel to validate a requirements process improvement model. *Journal of systems and software*. 76(3), 251-275
- Boulton, A. (2015). Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*. 48(7), 1173-1185.
- Brooks, A. J., & Haeusler, T. (2016). Invertebrate responses to flow: trait-velocity relationships during low and moderate flows. *Hydrobiologia*, 773(1), 23–34
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507
- Bunn, S. E. (2016). Grand Challenge for the Future of Freshwater Ecosystems. *Frontiers in environmental science*. 4(1), 1-4.
- Chessman, B. C. (2014). Relationships between lotic macroinvertebrate traits and responses to extreme drought. *Freshwater Biology*. 60(1), 50-63.
- Contreras-Ramos, A. & Harris, S. (1998). A. Contreras-Ramos, S.C. Harris The immature stages of *Platyneuromus* (Corydalidae), with a key to the genera of larval Megaloptera of Mexico. *Journal of the North American Benthological Society*. 17 (1998), 489-517
- Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*. 18(4), 367–382

- Dunbar, M. J., Pedersen, M. L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R., & Larsen, S. E. (2010). River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology*, 55(1), 226–242
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River Flow Indexing Using British Benthic Macroinvertebrates: a Framework for Setting Hydroecological Objectives. *Regulated Rivers Research & Management*. 15(6), 543–574.
- Flotemersch, J. E., J. B. Stribling, and M. J. Paul. (2006). Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA 600-R-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Flowers, W. & De la Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*. 58(4):63-93
- Gallardo, B., Dolédec, S., Paillex A., Arscott, D., Sheldon, F., Zilli, F., Mérogoux, S., Castella, E. & Comín, F. (2014). Response of benthic macroinvertebrates to gradients in hydrological connectivity: a comparison of temperate, subtropical, Mediterranean and semiarid river floodplains. *Freshwater Biology*. 59 (3), 630-648.
- Gordon, N., McMahon, T., Finlayson, B. (2004). Stream hydrology an introduction for ecologists. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England
- Gore, J. a, Layzer, J. B., & Mead, J. C.-M. P. (2001). Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: A role in stream management and restoration. *Regulated Rivers-Research & Management*, 17(4–5), 527-542
- Hanh, T., Eurie, M., Boets, P., Lock, K., Damanik, M., Suhareva, N., Everaert, G., Van der heyden, C., Dominguez-Granada, L., Thi, T. & Goethals, P. (2018). Threshold Responses of Macroinvertebrate Communities to Stream Velocity in Relation to Hydropower Dam: A Case Study from The Guayas River Basin (Ecuador). *Water*. 10(1), 1-17.
- Holdridge, L.R. (1964). Life Zone Ecology. Tropical Science Center, San José. 124p.
- Izquierdo, M. & Madroño, S. (2013). Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática. *Ciencia e ingeniería neogranadina*. 23(2), 77-94.
- King, R. & Barker, M. 2010. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society*. 29(3), 998-1008.
- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., Oliveira, D., Melo, A. & Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, 25, 45–57.

- Manzo, V., & Archangelsky, M. (2008). A key to the known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis saltensis* Manzo. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 44(1), 63–74.
- Mathers, M. J. H. K. L., Worrall, S. L. T., & Wood, J. G. P. J. (2019). Ecological effects of a supra - seasonal drought on macroinvertebrate communities differ between near - perennial and ephemeral river reaches. *Aquatic Sciences*. 61, 1-12
- Monk, W. A., Orlofske, M., Armanini, D. G., Curry, C. J., Peters, D. L., Crocker, J. B., & Baird, D. J. (2017). Flow velocity – ecology thresholds in Canadian rivers: A comparison of trait and taxonomy-based approaches. *Freshwater Biology*. 63(8), 891-905.
- Pastor, A. V., Ludwig, F., Biemans, H., Hoff, H., & Kabat, P. (2014). Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(12), 5041–5059
- Pinheiro, M., Ligeiro, R., de Lucena, J., Molozzi, J. & Callisto, M. (2018). Effects of an atypical drought on the benthic macroinvertebrate community in a tropical reservoir. *Biotaneotropica* 18(2), 1-10.
- Proyecto de Ley, Expediente N° 20.098. Ley para la promoción del desarrollo sostenible de la cuenca del río Naranjo y la protección del parque nacional Manuel Antonio (PNMA). Gobierno de Costa Rica. 1-13.
- Quesada, M. (2001). Comportamiento hidrológico estacional y su relación con el ENOS en la parte alta de la cuenca del Río Tárcoles, Costa Rica. *Revista Geográfica de América*. 1(39), 93-111.
- Ramírez, A. (2010). Odonata. Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*. 58(4):97-136.
- Řezníčková, P., Šikulová, L., Pařil, P. & Zahradkova, S. (2013). Effects of drought on the composition and structure of benthic macroinvertebrate assemblages - A case study. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. 61, 1853–1865.
- Roldán, G. 1998. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Pama Editores Ltda. Bogotá, Colombia. 217 pp.
- Springer, M. (2010). Trichoptera. Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*. 58(4):63-93.
- Springer, M., Echeverría, S., & Gutiérrez, P. (2014). Costa Rica. En: P. Alonso-EguíaLis, J. M. Mora, B. Camp-bell, & M. Springer (eds.), *Diversidad, conservación y uso de los*

macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico (pp. 119-155). Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec.

Teferi, M., Haileselasie, T. H., Asmelash, T., & Haile, G., Alem, G., Amare, S., Weldegerima, K., Tesfay, S., Kiros, S., Equar, G. & Bitew, H. (2013). Influence of water quality on the diversity and distribution of macro-invertebrates in highland stream, Northern Ethiopia. *Scholarly Journal of Agricultural Science*. 2(2), 18-26.

Vörösmarty, C.J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. Reidy Liermann & P. M. Davies. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. 467(1), 555–561.

White, J. C., Hannah, D. M., House, A., Beatson, S. J. V., Martin, A., & Wood, P. J. (2017). Macroinvertebrate responses to flow and stream temperature variability across regulated and non-regulated rivers. *Ecohydrology*, 10(1), 1–21.

Capítulo 2. Selección, preferencia y simulación del hábitat físico de
Anacroneuria (Plecoptera: Perlidae), Leucotrichinii (Trichoptera:
Hydroptilidae) y Baetodes (Ephemeroptera: Baetidae), en el Río Naranjo,
Costa Rica

(con formato para Water Journal)

Resumen: El caudal es uno de los componentes principales en la formación de hábitat físico en los ríos, al mismo tiempo, existe una relación entre el caudal y las variables profundidad y velocidad del agua. Ante estas variables, los organismos reófilos han desarrollado características para lograr colonizar las zonas más rápidas y turbulentas del río. Para determinar las preferencias de hábitat de los organismos según variaciones de caudal, se han desarrollado metodologías ecohidráulicas que suelen cuantificar la cantidad de hábitat idóneo u óptimo que se genera en el río según un caudal determinado. El objetivo de este estudio fue determinar la selección y preferencia de hábitat de los géneros *Anacroneuria* y *Baetodes* y la tribu Leucotrichini y generar modelos de preferencia de hábitat en un tramo del río Naranjo, Costa Rica. Durante un año se recolectó las larvas de los organismos objetivo bajo distintas condiciones de velocidad y profundidad y se generó las curvas de preferencias. A través del software Iber se generó un conjunto de grillas que relacionan las variables velocidad y profundidad del agua, según caudal y estas se relacionaron con las curvas de preferencia, para generar modelos de preferencia de hábitat. Las larvas de los organismos objetivo prefirieron velocidades consideradas moderas y rápidas, pero a velocidades extremas no hubo registro de individuos, mientras que, prefirieron profundidades menores a un 1m. Bajo un caudal de 8 m³/s (*Anacroneuria*) y 10 m³/s (*Baetodes* y Leucotrichini) es donde se origina la mayor cantidad de hábitat óptimo considerado por la combinación de las variables velocidad y profundidad. Los organismos seleccionados son reófilos por lo que cuentan con características que les permiten sobrevivir en aguas de mayor velocidad. A profundidades mayores a un metro la ausencia de macroinvertebrados acuáticos puede deberse al aumento de la fuerza de arrastre, al aumentar el caudal o bien por la dificultad de muestrear a profundidades mayores a un metro. Se concluye que estos organismos prefieren velocidades mayores a los 0.5 m/s y menores a los 2.0 m/s, a la vez, que esta variable cuenta con mayor peso para seleccionar un caudal que beneficie a los tres taxones seleccionados.

Key words: ecohydraulic, aquatic insects, modelling habitat, velocity and depth flow

1. Introducción

El caudal es uno de los principales determinantes del hábitat físico en los ríos, que a su vez, es un determinante en la composición biótica y las especies han desarrollado estrategias de vida en respuesta a los regímenes de caudales naturales (Bunn & Arthington, 2002). Las fluctuaciones naturales en el caudal son importantes para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, generando distintas velocidades, fuerzas hidráulicas en el fondo del río y arrastre de material (Lancaster, 1990). Así, la distribución espacial de los organismos puede variar a distintas escalas, dependiendo de factores hidrológicos, geomorfológicos (macrohábitat), flujo, tamaño de sustrato y variables hidráulicas (microhábitat) (Brooks, Haeusler, Reinfelds, & Williams, 2005).

La distribución de los macroinvertebrados acuáticos se puede ver alterada por la extracción de agua de los ríos o bien por cortar el flujo continuo del agua, ya que se disminuye el porcentaje de macro- y microhábitats (Booker & Dunbar, 2004; Dunbar et al., 2010; Extence, Balbi, & Chadd, 1999; Harby, Martinez, & Lamouroux, 2017). Para poder determinar el grado de afectación producto de estas dos actividades se han desarrollado distintas metodologías ecohidráulicas y una de ellas es la simulación del hábitat físico (SHF). Este método permite determinar la cantidad de hábitat, en términos de variables físicas como la velocidad y la profundidad para un organismo objetivo, según las variaciones de caudal (Booker & Dunbar, 2004; Im, Choi, & Choi, 2018; Kim & Choi, 2018; Theodoropoulos et al., 2018).

La simulación del hábitat físico puede ser utilizada para valorar la disponibilidad de hábitat sobre rangos de caudales y, por lo tanto, realizar predicciones de los efectos en las variaciones del caudal (Booker & Dunbar, 2004). El método fue desarrollado en Estados Unidos, para determinar el caudal que se debe mantener después de la construcción de una represa. Sin embargo, también se ha utilizado para cuantificar el daño al alterar el caudal por trabajos en los ríos, como presas, diques o estructuras de detención y por efectos de la

urbanización, así como en proyectos de restauración de ríos y para determinar caudales ambientales (Im et al., 2018; Kim & Choi, 2018).

Desde la implementación de la simulación del hábitat físico en la década de los 80 (Parasiewicz & Dun, 2012), los trabajos se han centrado principalmente en modelar el hábitat de los peces, los cuales son considerados especies objetivo o clave (Theodoropoulos et al., 2018). Mientras que los estudios de modelaje de hábitat físico con macroinvertebrados acuáticos son limitados (Poff & Zimmerman, 2010; Shearer & Hayes, 2015; Theodoropoulos, Papadonikolaki, & Stamou, 2015)

Los macroinvertebrados acuáticos varían en el ensamblaje de la comunidad al haber variaciones o modificaciones en el caudal y en el porcentaje de hábitat disponible (Dunbar et al., 2010; Extence et al., 1999). Así, estos organismos se van a agrupar en distintos tipos de macro y microhábitats (rápidos, pozas, orillas, raíces), según su selección y preferencia de hábitat. Entendiendo la selección de hábitat como el uso de un recurso por parte de cada individuo de una especie, mientras que la preferencia es el uso asimétrico de un recurso sobre otro y se mide a nivel poblacional (Johnson & Prairie, 1980).

Los criterios de preferencia de hábitat se expresan generalmente a través de una curva de idoneidad de hábitat, las cuales son calculadas por la frecuencia o abundancia en los que se encuentran los organismos bajo una variable (Kelly, Hayes, Allen, West & Hudson, 2015). Estas curvas de preferencia son utilizadas para determinar la cantidad y calidad de área de hábitat, que se origina en el río según el caudal (Kelly et al., 2015; Shearer et al., 2015.; Theodoropoulos et al., 2015).

Bajo estos conceptos, disminuciones en el caudal pueden provocar una alteración en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y según Cortes, Ferreira, Oliveira, & Oliveira (2002), los rápidos y las cataratas son los hábitats que se ven primeramente afectados por la disminución del caudal. Así, organismos reófilos como las ninfas de los géneros *Anacronetia* (Plecoptera: Perlidae) y *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) y las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), se pueden ver afectados. Aun así, hay poca información acerca de la preferencia por las variables velocidad y profundidad de dichos géneros, por lo que se desconoce cómo se afectaría a estos organismos al variar la cantidad de hábitat disponible ante proyectos que provoquen disminución del caudal.

Por lo tanto, la pregunta a contestar en esta investigación es ¿Cuáles son las velocidades y profundidades del agua que prefieren las ninfas de *Anacroneuria* y *Baetodes* y las larvas de Leucotrichinii? Los objetivos fueron, i) determinar la preferencia de hábitat de los géneros *Anacroneuria*, *Baetodes* y la tribu Leucotrichinii, y ii) modelar las preferencias de hábitat en un tramo del río Naranjo, ante variaciones de caudal.

2. Metodología

2.1 Sitio de estudio

El estudio se realizó en la cuenca media del río Naranjo, Provincia, Quepos, Costa Rica, durante los años 2017 y 2018. Un total de diez muestreos fueron realizados, tomando en cuenta los cuatro periodos hidrológicos (seca, lluviosa y las transiciones). Se seleccionó tres sitios de muestreo, el primero denominado N1 (9.5120778; -84.0334194) en la cuenca media-baja a 100 m.s.n.m., con presencia de sistemas tipo rápidos y pozas y el sustrato dominado por canto rodado y grava; hay contacto del cuerpo de agua con el bosque de ribera, el cual está conformado por árboles dispersos y gramíneas. El segundo sitio N2, (9.462563; -84.069877) se caracteriza por la ausencia de sistemas tipo rápidos y dominar el sustrato grava; en la margen derecha hay presencia de gramíneas y árboles dispersos, en la margen izquierda hay presencia de árboles y arbustos. El tercer sitio denominado N3 (9.4629111; -84.0679361), se encuentra en la cuenca media a 620 m.s.n.m., predominando los sistemas tipo rápidos, con dominancia de sustratos canto rodado y roca, cuenta con un bosque de ribera en ambas márgenes.

En cada sitio de muestreo se evaluó un total de diez microhábitats determinados por la velocidad del agua, a lo largo de una sección transversal del río en época seca y longitudinal en época lluviosa. Así, en cada microhábitat se sumergió un velocímetro marca Global Water, se determinaba la velocidad y la profundidad, para posteriormente introducir una red D de 500 micras de poro y se removía el sustrato por 45 segundos, para que los organismos fueran arrastrados y atrapados en la red. Seguidamente, el material atrapado en la red se depositó en bolsas plásticas y se preservó con etanol al 85%, para su posterior separación en el laboratorio. Los organismos fueron identificados a través de las claves

taxonómicas de Flowers & De la Rosa (2010) y Springer (2010). Las muestras se encuentran depositadas en el Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica (MZUCR).

2.2. Rangos de selección y Curvas de preferencia

Para este estudio se seleccionó los géneros *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae), *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) y la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae). Estos organismos cuentan con uñas fuertes para aferrarse al sustrato y cuerpos aplanados para evitar ser arrastrados por la corriente, por lo que están adaptados a las zonas más turbulentas de los ríos.

Para generar las curvas de preferencia primero se debe generar un histograma con el número de individuos según el ámbito de velocidad y profundidad. Según la distribución de los organismos ante las variables se generan las reglas o curvas de preferencia de hábitat a través de la función del trapecio. Esta función consiste en seleccionar el rango de velocidades o profundidades que los organismos seleccionan y prefieren. De esta forma, se utilizan cuatro vértices, el primero a velocidades y profundidades menores, sería el punto donde se empieza a registrar al organismo objetivo. Los siguientes dos puntos indican el rango donde se registra la mayor abundancia (idoneidad), mientras que el último punto del trapecio indica la mayor velocidad o profundidad, donde se dio el último registro de individuos. Las curvas de preferencia se entienden entre los valores de 0 a 1, siendo 1 la velocidad (es) o profundidad (es) que los organismos prefieren. Los valores que quedan fuera del trapecio son considerados como el hábitat inadecuado o el que los organismos no seleccionan. Esta curva es conservadora al tomar en cuenta los rangos que los organismos seleccionan y los rangos de idoneidad.

Las curvas de preferencias de hábitat se utilizaron para generar los modelos hidrobiológicos que visualizan el porcentaje de hábitat en el tramo del río según la variación del caudal. Además, para determinar si existe una o varias velocidades y profundidades del agua que los organismos objetivo prefieren sobre otras, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis y la prueba post hoc Mann-Whitney para determinar las diferencias entre grupos.

2.3. Modelos hidrobiológicos

Para generar los modelos hidrobiológicos, primeramente, se realizó un levantamiento topográfico de un tramo real del río, para este estudio se utilizó el tramo del sitio N3. Posteriormente, en un tramo de 80 metros se midió las velocidades, profundidades y sustratos en secciones transversales con un metro de distancia entre cada una, además de las pendientes de ambas márgenes y el caudal, en tiempo real. Estos datos alimentaron el software IBER 2.2.©, el cual permite obtener un conjunto de grillas que predicen la velocidad y profundidad del agua según variaciones del caudal a lo largo del tramo de interés (para mayor información acerca del software IBER, visitar: <http://www.iberaula.es/>). Por último, a través del software RStudio, se combina el conjunto de grillas originadas por IBER, junto con las curvas de preferencia de hábitat del organismo objetivo, para generar los modelos de porcentaje de hábitat que se originan según las variaciones del caudal del río, en los modelos originados se representa los valores 0 a 1, indicando el peor y el mejor porcentaje de hábitat óptimo, respectivamente. El conjunto de comandos para generar el modelo ecohidráulico fue desarrollado por el departamento de Hidrología del Instituto Costarricense de Electricidad (ICE, Gobierno de Costa Rica).

Además, por medio del paquete ggplot se realizó curvas de porcentaje del hábitat óptimo, regular e inadecuado, para las variables velocidad y profundidad; el conjunto de hábitat originado combinando ambas variables, como también la variación del hábitat óptimo, regular e inadecuado, según volumen y caudal.

3. Resultados

Se contabilizó un total de 120 individuos del género *Anacroneuria*, 433 del género *Baetodes* y 200 de la tribu Leucotrichini. La velocidad máxima registrada fue de 2.3 m/s y la menor de 0 m/s, mientras que, la mayor profundidad muestreada fue de 94 cm y la menor de 2 cm, para un total de 230 muestras.

3.1. Rangos de selección y curvas de preferencias

En *Anacroneuria*, la menor velocidad que los organismos seleccionaron fue de 0.3 m/s. Entre las velocidades 0.9 y 1.4 m/s (Fig. 1.A), se registró la mayor cantidad de ninfas, lo que se considera como el hábitat óptimo o de mayor idoneidad (Fig. 1.B). La velocidad de 2.0 m/s fue el último valor donde se registró individuos (Fig. 1.A). Por lo tanto, las velocidades menores a los 0.3 m/s y mayores a los 2.0 m/s son inadecuadas para estos organismos, ya que no hubo selección por parte de ellos, seleccionando así las velocidades moderadas y fuertes (Kruskall-Wallis: 9.329; $p < 0.05$; Cuadro 1). En cuanto a la profundidad, las ninfas de *Anacroneuria*, se registraron con mayor abundancia a valores menores a los 20 cm y se observa una disminución en la frecuencia de éstas conforme aumenta la profundidad, a la vez no hubo diferencia significativa entre la cantidad de larvas registradas por rango de profundidad (Kruskall-Wallis= $p > 0.05$; Fig. 1.C, D).

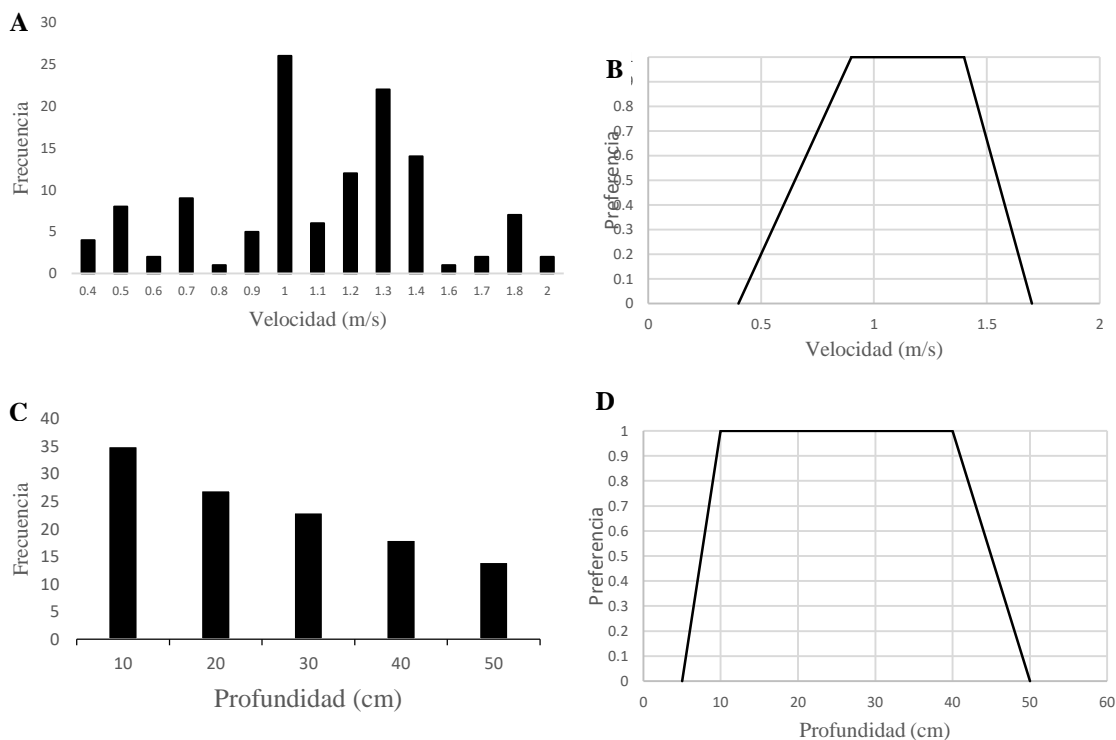


Figura 1. Frecuencia y preferencia de las ninfas de *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) para las variables velocidad y profundidad en el río Naranjo, Costa Rica. A) abundancia registrada por la variable velocidad del agua; B) curva de preferencia para la variable velocidad; C) abundancia registrada según la variable profundidad del agua; D) curva de preferencia para la variable profundidad.

En el género *Baetodes* se observó un amplio rango de selección de la velocidad del agua. La menor velocidad donde se registró individuos fue a los 0.4 m/s, posterior la frecuencia aumentó hasta alcanzar un nivel máximo a los 1.6 m/s. Con velocidades mayores a los 1.6 m/s, hubo una disminución en la frecuencia de este género y a velocidades mayores de los 2.1 m/s no hubo registros (Fig. 2.A). Por lo tanto, las velocidades inadecuadas para este género son las menores a los 0.4 m/s y superiores a los 2.1 m/s, mientras que la preferencia de hábitat se observó entre los 0.6 m/s y los 1.6 m/s (Kruskall-Wallis: 15.68; $p < 0.05$; Fig. 2.B; Cuadro 1).

En la variable profundidad del agua, las ninfas de *Baetodes* se registraron con mayor frecuencia entre los rangos de los 10 y 20 cm, posterior a esto se observa una continua disminución al aumentar la profundidad (Fig. 2.C), a pesar de esto, no hubo diferencias significativas entre los rangos de profundidad (Kruskall-Wallis: 1.663; $p > 0.05$). La curva

de preferencia considera como inadecuadas las profundidades menores a los 5 cm y mayores a los 60 cm, siendo el rango entre 10 y 30 cm la profundidad óptima (Figura 2.D).

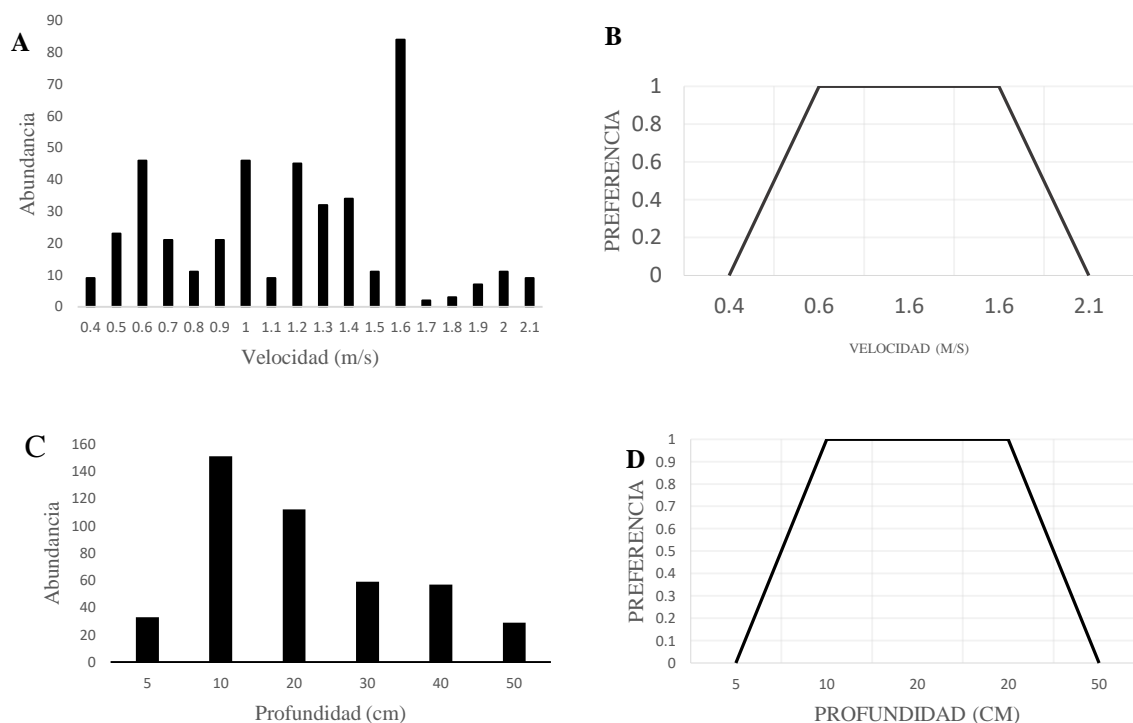


Figura 2. Frecuencia y preferencia de las ninfas de *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) para las variables velocidad y profundidad en el río Naranjo, Costa Rica. A) frecuencia registrada por la variable velocidad del agua; B) curva de preferencia para la variable velocidad; C) frecuencia registrada según la variable profundidad del agua; D) curva de preferencia para la variable profundidad.

En las larvas de la tribu Leucotrichini, la selección de la velocidad se dio a partir de los 0.5 m/s; posterior a esta velocidad se observó un incremento en el número de individuos con una mayor frecuencia entre las velocidades 1.6 y 1.9 m/s. A velocidades mayores a los 2.1 m/s, no hubo presencia de individuos (Fig. 3.A). Se consideró velocidades menores a los 0.5 m/s y mayores a los 2.1 m/s como inadecuadas, mientras que, las velocidades entre los 1.2 y 1.9 m/s fueron las óptimas (Fig. 3.B). Similar a las ninfas de *Anacroneuria* y *Baetodes*, estas larvas prefieren las velocidades moderadas y rápidas sobre las lentas (Kruskall-Wallis: 4.419; $p < 0.05$; Cuadro 1).

En la variable profundidad, se observó con mayor frecuencia larvas en el rango de 10 y 30 cm; conforme aumentó la profundidad, la frecuencia de larvas fue cada vez menor y a profundidades mayores a los 60 cm no hubo registro de organismos. La curva de preferencia indica que las profundidades entre los 10 y 30 cm son las óptimas, mientras que profundidades menores a los 5 cm y mayores a los 60 cm son consideradas como inadecuadas (Fig. 3.D), sin embargo, no existe una diferencia significativa entre los rangos de profundidad (Kruskall-Wallis: 4.022; $p>0.05$).

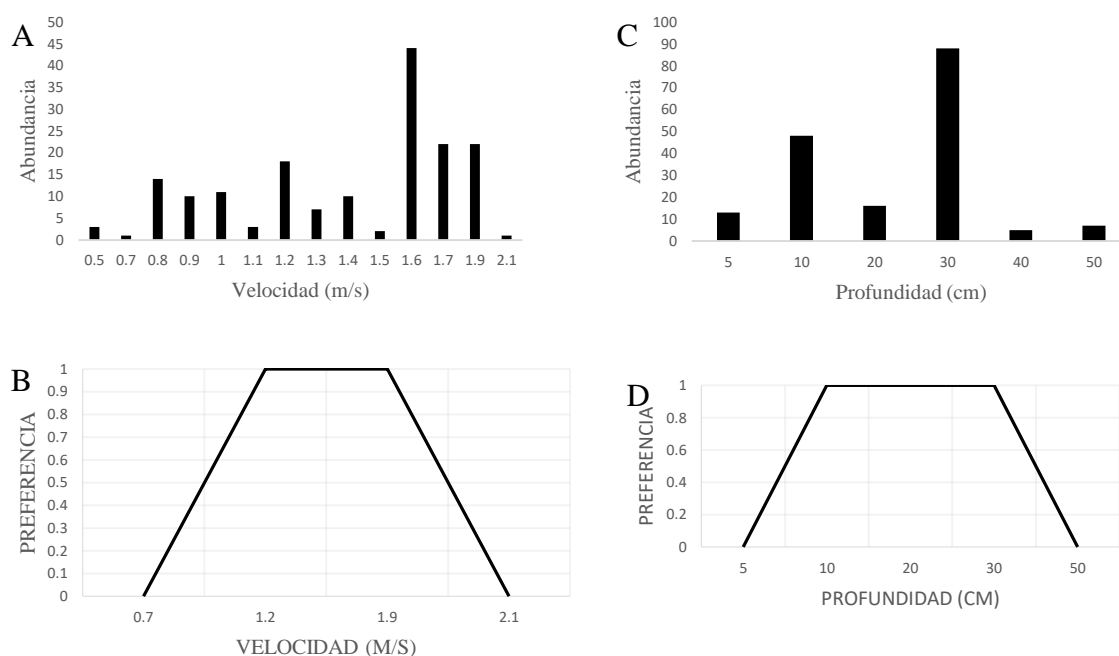


Figura 3. Frecuencia y preferencia de las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae) para las variables velocidad y profundidad en el río Naranjo, Costa Rica. A) abundancia registrada por la variable velocidad del agua; B) curva de preferencia para la variable velocidad; C) abundancia registrada según la variable profundidad del agua; D) curva de preferencia para la variable profundidad.

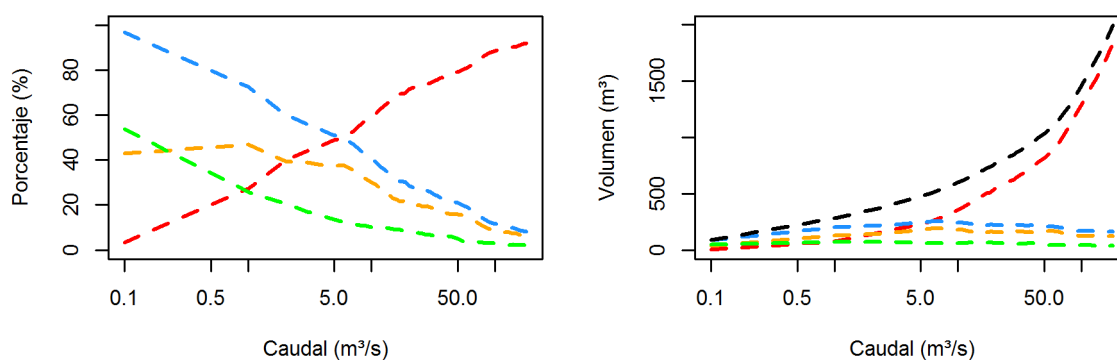
Cuadro 1. Rangos de velocidades y profundidades óptimas, regulares e inadecuadas para las ninfas de *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) y *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) y las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), en el río Naranjo, Costa Rica.

	Condición	<i>Anacroneuria</i>	<i>Baetodes</i>	Leucotrichinii
Velocidad (m/s)	Inadecuada	0.0 a 0.39	0 a 0.39	0 a 0.4
	Regular	0.4 a 0.9	0.4 a 0.6	0.41 a 1.2
	Óptimo	0.91 a 1.4	0.61 a 1.60	1.21 a 1.9
	Regular	1.41 a 2.0	1.61 a 2.1	1.91 a 2.1
	Inadecuada	> 2.0	> 2.1	> 2.1
Profundidad (cm)	Inadecuada	0 a 5.0	0 a 5	0 a 5
	Regular	5.1 a 10	5.1 a 10	5.1 a 10
	Óptimo	10.1 a 40	10.1 a 40	10.1 a 40
	Regular	40.1 a 50	40.1 a 50	40.1 a 50
	Inadecuada	>50	>50	>50

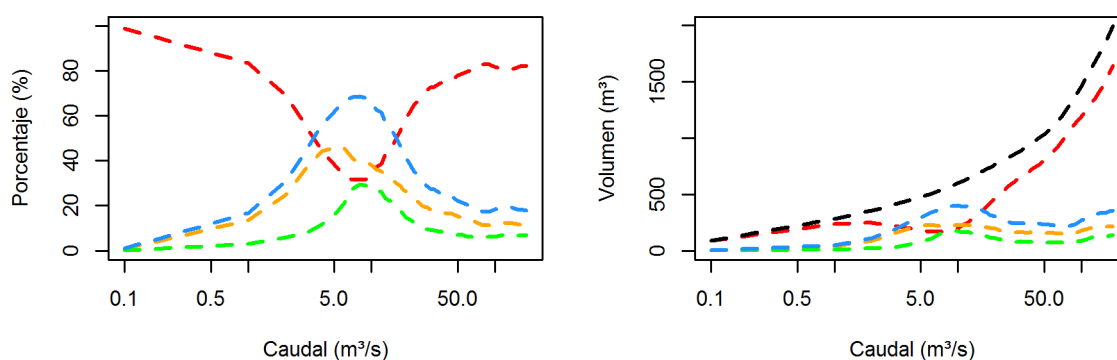
3.2. Modelos de hábitat

En el modelo hidrobiológico de las ninfas de *Anacroneuria*, se observa que a caudales de 8 m³/s se origina el mayor porcentaje de hábitat óptimo, principalmente para la variable velocidad del agua (Fig. 4). Partiendo de los 8 m³/s, al disminuir el caudal, se observó la disminución drástica en la cantidad de hábitat óptimo, mientras que, al incrementar el caudal, hubo menor porcentaje de pérdida de hábitat óptimo y regular (Figs. 4 y 5). No obstante, a caudales mayores de 15 m³/s, tanto el hábitat óptimo como el regular disminuyeron y el hábitat inadecuado aumentó. En el caso de *Anacroneuria* un caudal de 8m³/s se puede considerar como el caudal mínimo aceptable en este tramo evaluado.

Nota de profundidad



Nota de velocidad



Nota combinada

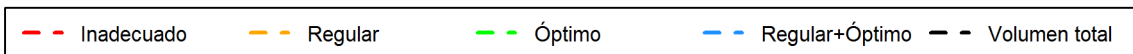
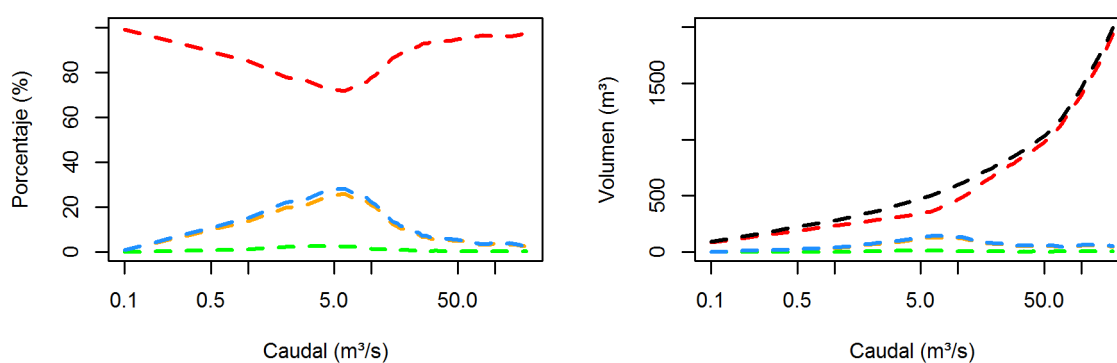


Figura 4. Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado según las variaciones del caudal, para las ninfas del género *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.

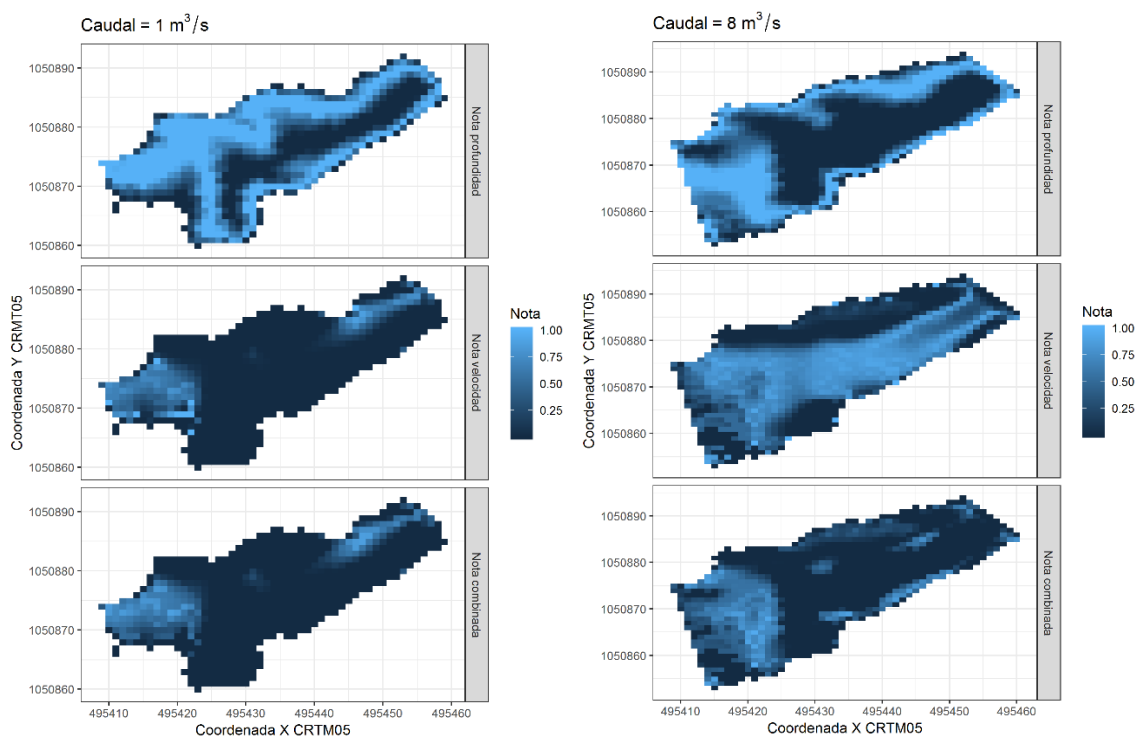
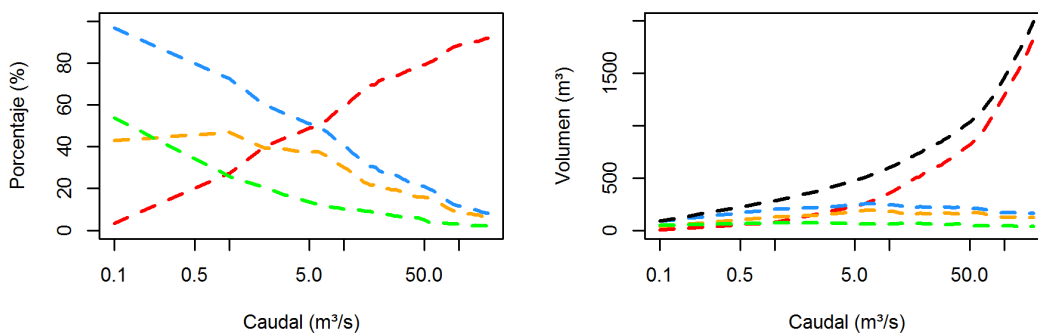


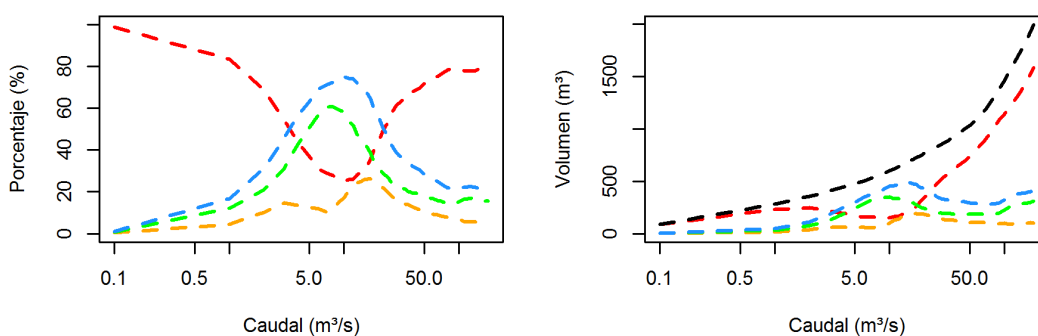
Figura 5. Modelos de porcentaje de idoneidad de hábitat, según caudal, para las ninfas del género *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{ m}^3/\text{s}$ y $8\text{ m}^3/\text{s}$.

En el modelo de porcentaje de hábitat para las ninfas de *Baetodes*, un caudal de $10\text{ m}^3/\text{s}$ es el que obtuvo la mayor nota combinada (Fig. 6). Bajo este caudal la mayoría del tramo proporciona velocidades óptimas para estos organismos, no obstante, las profundidades adecuadas se generaron únicamente al principio del tramo y a lo largo de ambas márgenes (Fig. 7). En caudales menores a los $10\text{ m}^3/\text{s}$, el porcentaje de hábitat óptimo determinado por la profundidad aumenta, sin embargo, la velocidad y el área del espejo de agua disminuyen, situación que genera una disminución en la nota combinada. A caudales mayores a los $30\text{ m}^3/\text{s}$ se observa que gran parte del tramo modelado es inadecuado, tanto para la variable profundidad como para la velocidad del agua (Fig. 6).

Nota de profundidad



Nota de velocidad



Nota combinada

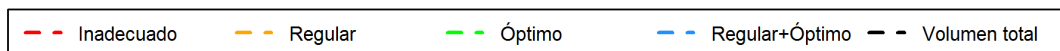
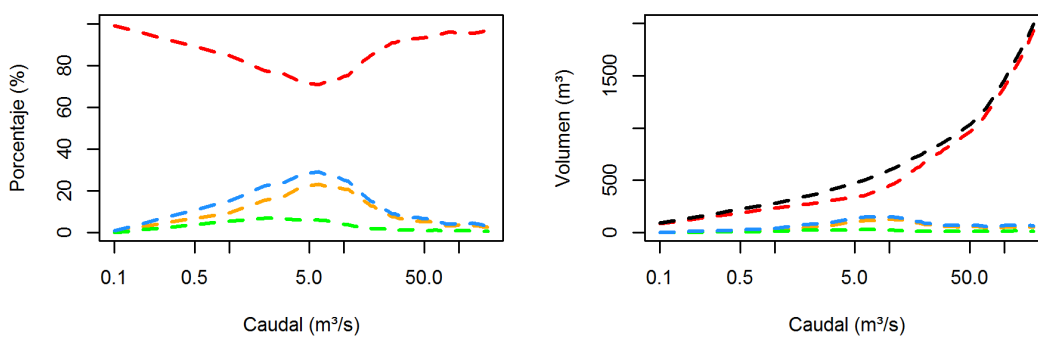


Figura 6. Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado según variaciones del caudal para las ninfas del género *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.

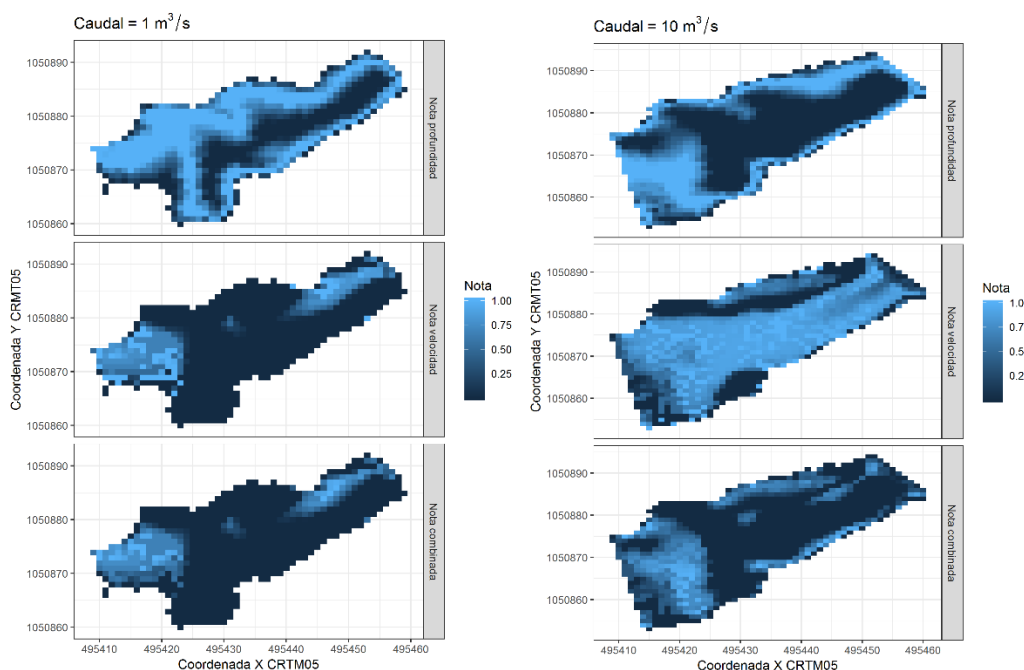


Figura 7. Modelos del porcentaje de hábitat para las variables velocidad y profundidad del género *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae), según el caudal, en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{ m}^3/\text{s}$ y $8\text{ m}^3/\text{s}$.

Para la tibu *Leucotrichinii*, un caudal de $11\text{ m}^3/\text{s}$, presenta la mayor cantidad de hábitat óptimo y regular, combinando las variables velocidad y profundidad del agua (Fig. 8). Bajo este caudal, las velocidades que prefieren estas larvas se encuentran casi en la totalidad del tramo, mientras que, la profundidad es idónea al principio del tramo y en ambas márgenes (Fig. 9). Se observa que a caudales menores a $11\text{ m}^3/\text{s}$, los hábitats determinados por la velocidad se ven disminuidos, mientras que los hábitats determinados por la profundidad aumentan sustancialmente. De igual forma, conforme aumenta el caudal a partir de los $11\text{ m}^3/\text{s}$, los hábitats determinados por la velocidad y la profundidad del agua disminuyen, pero de manera gradual. Por lo tanto, disminuciones en el caudal generan mayor pérdida de hábitat idóneo para estos organismos que aumentos en el volumen de agua.

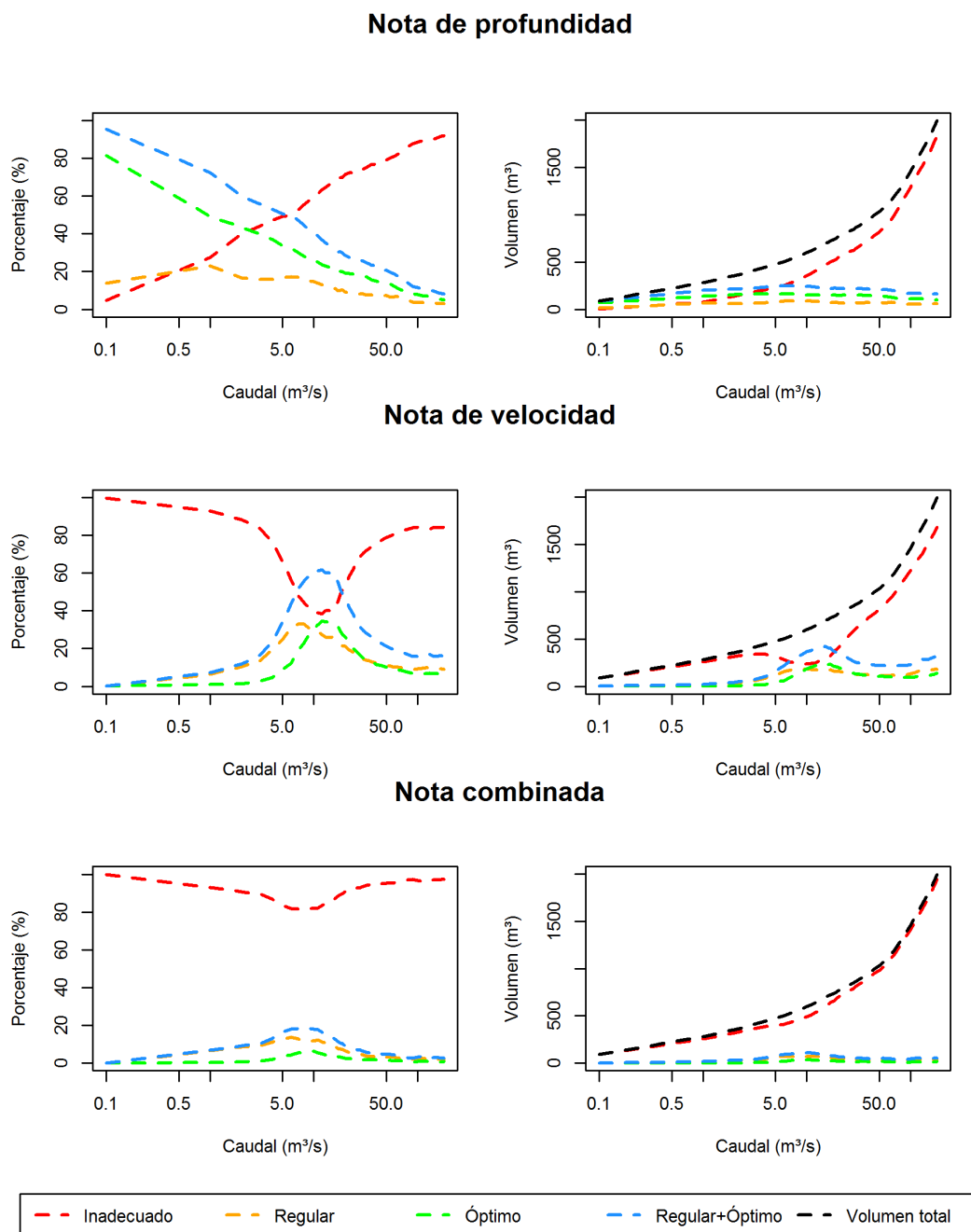


Figura 8. Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado para las variables velocidad y profundidad, según variaciones del caudal, de la tribu Leucotrichini (Trichoptera: Hydropsychidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.

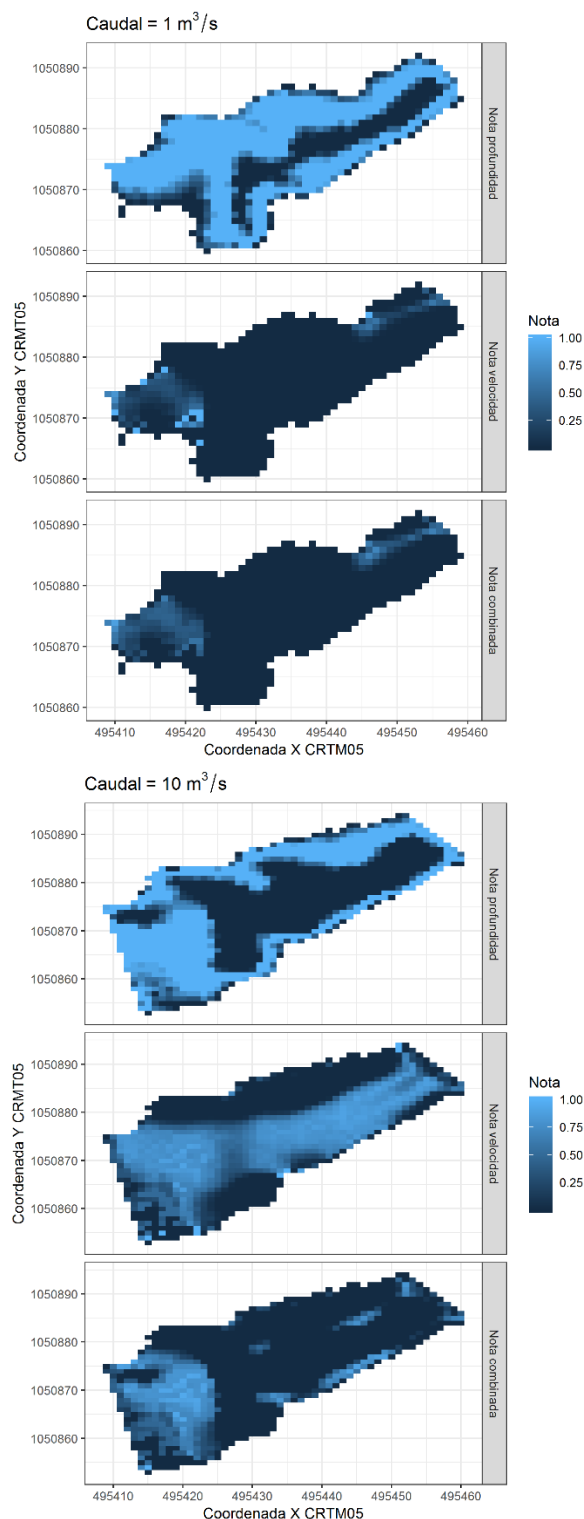


Figura 9. Modelos del porcentaje de hábitat idóneo, para las variables velocidad y profundidad, según variaciones del caudal, en la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ y a $8 \text{ m}^3/\text{s}$.

4. Discusión

La complejidad y heterogeneidad del hábitat son factores determinantes en la ocurrencia y distribución de los macroinvertebrados acuáticos (Khudhair, Yan, Liu, & Yu, 2019). Así, los modelos de simulación del hábitat permiten idear posibles escenarios de formación de hábitat según las variaciones del caudal, con el fin de determinar porcentajes idóneos que se originan en un tramo longitudinal de un río. Estos modelos suelen ser representaciones gráficas en 2D, combinando las variables velocidad y profundidad del agua junto con los requerimientos ecológicos de una o varias especies.

La profundidad y velocidad del agua son factores clave en la segregación de organismos reófilos (Wilkes, Maddock, Visser & Acreman, 2013) y el uso del hábitat por parte de los insectos acuáticos puede ser visto como una combinación entre las estrategias de alimentación, requerimientos fisiológicos y adaptaciones morfológicas (Sagnes, Méricoux, & Péru, 2008). Las ninfas de *Anacroneuria* y *Baetodes* y las larvas de Leucotrichinii, son organismos adaptados para colonizar los microhábitat con mayor velocidad. Para esto poseen uñas fuertes en forma de gancho en cada par de patas, cuerpo aplanado dorsoventralmente y en el caso particular de Leucotrichinii, refugios de seda aferradas al sustrato durante su último estadio larval (Hanson, Springer & Ramírez, 2010; Springer, 2010).

En los organismos seleccionados, se observó que, al aumentar la velocidad, aumentó la frecuencia hasta llegar a un punto máximo o de idoneidad y posterior a este, la cantidad de organismos empezó a disminuir. Posiblemente porque, al aumentar la velocidad del agua, aumenta la fuerza de arrastre, provocando que organismos de menor tamaño enfrenten mayores dificultades para desplazarse o mantenerse en un único sitio (Dodds, 2002; Holmquist & Waddle, 2013). Por otra parte, se ha observado que el costo energético del nado en juveniles de peces está relacionado negativamente a la velocidad del agua, mientras que en organismos bénticos la velocidad se relaciona de manera positiva, por lo que el colonizar hábitats rápidos puede ser un mecanismo para evitar la depredación (Wilkes, Maddock, Visser & Acreman, 2013)

Comparando la idoneidad por la variable velocidad con otros estudios, Monk *et al.* (2017) a través del análisis de indicador de umbral de taxa (TITAN, por sus siglas en inglés), determinaron que en ríos de Canadá, organismos de las familias Perlidae y Baetidae y el

género *Rhyacopsyche* (tribu Leucotrichinii), preferían las velocidades menores a los 1 m/s. Posiblemente, las diferencias entre estudios se deban al nivel taxonómico al cual se trabajó, en este caso, Monk et al.(2017), trabajaron a nivel de familia, por lo que se desconoce si contemplan a los géneros *Anacroneuria* y *Baetodes*. Por lo que se resalta la importancia de realizar muestreos para generar las curvas de preferencia, ya que estos pueden variar según los géneros y las regiones donde se realizan los estudios.

Jun, Kim, Kim, Park, & Kong, (2016) registraron en un estudio desarrollado en ríos de Corea del Sur a ninfas de *Baetiella* (Baetidae) con mayor frecuencia a velocidades mayores a los 0.5 m/s, similar a la preferencia registrada en el presente estudio para *Baetodes*. Ambos géneros poseen un cuerpo ensanchado en el tórax y abdomen alargado, uñas en forma de gancho en cada par de patas, abdomen con branquias en los segmentos del 1 al 7 y con tubérculos dorsales con forma de espina y un filamento terminal reducido (Waltz & McCafferty, 1987). Lo cual hace pensar que sean géneros ecológicamente equivalentes, con características morfológicas que les permitan colonizar hábitats de mayor velocidad.

Por su parte, las larvas de Leucotrichinii pueden sostenerse en la corriente por su cuerpo aplanado y las fuertes uñas que poseen (Pes, Morerira, Barcelos, de Camargos, 2014), esto les permite alimentarse de las microalgas (Ramírez & Gutiérrez, 2014) presentes en los sustratos de mayor tamaño y, a su vez, escapar de los depredadores (Sagnes *et al.*, 2008) como algunos peces insectívoros que no cuentan con modificaciones corporales para mantenerse en la corriente. Posteriormente, las larvas en su último estadio, generan un capullo de seda aferrado al sustrato (Springer, 2010, Pes *et al.* 2014), evitando así el arrastre por la corriente y permitiendo una mayor aireación.

En el caso de las ninfas de *Anacroneuria*, por su requerimiento fisiológico al oxígeno disuelto, es común registrarlo donde se presenten las mayores velocidades, y a su vez, se ha registrado en los sustratos de mayor tamaño y con presencia de paquetes de hojas (Bottorff & Knight, 2015; Fochetti & Tierno De Figueroa, 2008; Miyasaka & Genkai-Kato, 2009; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). En el río Naranjo estas larvas prefirieron velocidades entre los 0.5 y 1.8 m/s, similar a lo reportado, en los ríos Pascua y Savegre de Costa Rica, donde este género prefirió las velocidades mayores a los 0.4 m/s y menores a los 2 m/s (Quesada, 2014)

Con la variable profundidad del agua, los géneros evaluados seleccionaron y prefirieron profundidades menores a 1 m y se observó que al aumentar la profundidad, disminuyó la frecuencia de organismos. Kim & Choi (2018) y Shearer *et al.* (2015), registraron el mismo patrón donde la idoneidad se obtiene a bajas profundidades. La disminución en la frecuencia a profundidades mayores se puede deber a que, al aumentar la profundidad del agua, producto del aumento en el caudal, se genere una mayor fuerza de arrastre, produciendo el movimiento en los distintos tipos de sustratos (Gordon, 2004), y quizás, los organismos son desprendidos o realizan deriva para aferrarse a sustratos de mayor tamaño y más estables. Otra razón por la poca frecuencia registrada en este estudio a mayores profundidades, se puede deber por el tipo de muestreo, ya que durante la recolecta, a profundidades mayores a los 1.5 m con corriente moderada y fuerte, se vuelve riesgoso y difícil de ejecutar, por lo que no se cuenta con datos a mayores profundidades.

Para las ninfas de *Anacroneturia* y *Baetodes* y las larvas de *Leucotrichini*, en los modelos de preferencia de hábitat determinados por la combinación de la velocidad y la profundidad del agua, la mayor cantidad de hábitat óptimo se origina en los primeros metros del tramo modelado. Al disminuir el caudal, la cantidad de hábitat óptimo disminuye, influenciado principalmente por la variable velocidad, ya que existe una relación positiva entre el caudal y la velocidad del agua, así al aumentar el caudal, aumenta la velocidad del agua, principalmente en la zona superficial (Allan & Castillo, 2000).

Ante esta disyuntiva, si se quiere utilizar los modelos ecohidrológicos para determinar caudales ambientales, se debe considerar cuál variable puede jugar un papel más importante en cuanto a la preferencia de hábitat por parte de los organismos objetivo. Esto debido a que el tramo modelado ofrece velocidades óptimas con el aumento del caudal, pero con limitaciones en cuanto a la profundidad. Los hábitat más afectados por cambios en el flujo (disminución del caudal) son los rápidos y las cataratas (Cortés *et al.* 2002), así, al disminuir el caudal, disminuye la velocidad del agua y el porcentaje de microhábitat determinados por flujos moderados y altos (Booker & Dunbar, 2004; Extence *et al.*, 1999). A su vez, conociendo los requerimientos ecológicos de las especies clave, se optaría por

presentar mayor importancia a la variable velocidad si se quiere estipular un caudal ambiental adaptativo, para el tramo modelado.

Se concluye que, los tres organismos estudiados son reófilos por su preferencia a velocidades moderadas y fuertes. Estas preferencias registradas en el río Naranjo, permitieron modelar la formación de hábitat idóneo, moderado e inadecuado según las variaciones del caudal. Así, si a futuro hay proyectos para el aprovechamiento del recurso hídrico, los modelos generados pueden servir como información sustancial para determinar el volumen de agua que requieren los organismos clave para no someter a sus respectivas poblaciones a estrés hídrico con su consecuente alteración de la dinámica poblacional.

5. Referencias

- Allan, D., & Castillo, M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. 2nd Edition, Chapman and Hall, New York.
- Booker, D. J., & Dunbar, M. J. (2004). Application of physical habitat simulation (PHABSIM) modelling to modified urban river channels. *River Research and Applications* 183, 167–183.
- Bottorff, R. L., & Knight, A. W. (1988). Stonfly (Plecoptera) feeding modes: variation along a California river continuum. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW 110, 235-241.
- Brooks, A. J., Haeusler, T. I. M., Reinfelds, I., & Williams, S. (2005). Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50, 331–344.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4), 492–507.
- Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications* 18(4), 367–382.
- Dodds, W. 2002. Freshwater Ecology. Concepts and environmental applications. Academic Press. San Diego, California.

- Dunbar, M. J., Pedersen, M. L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R., & Larsen, S. E. (2010). River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology* 55(1), 226–242.
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River flow indexing using british benthic macroinvertebrates : a Framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management* 574, 543–574.
- Flowers, W., & De la Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Revista de Biología Tropical* 58(4), 63-93.
- Fochetti, R., & Tierno De Figueroa, J. M. (2008). Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595(1), 365–377.
- Gordon, N., McMahon, T., Finlayson, B. (2004). Stream Hydrology, an introduction for ecologists. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex , England.
- Hanson, P., Springer, M., & Ramírez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. En: Springer M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Revista de Biología Tropical* 58(4), 3-49.
- Harby, A., Capel, F.M., & Lamouroux, N. (2017). From microhabitat ecohydraulics to an improved management of river catchments: bridging the gap between scales. *Research River and Applications* 33, 198-191.
- Holmquist, J. G., & Waddle, T. J. (2013). Predicted macroinvertebrate response to water diversion from a montane stream using two-dimensional hydrodynamic models and zero flow approximation. *Ecological Indicators* 28, 115–124.
- Im, D., Choi, S., & Choi, B. (2018). Ecological Informatics Physical habitat simulation for a fish community using the ANFIS method. *Ecological Informatics* 43, 73–83.
- Johnson, D. H., & Prairie, N. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61(1), 65-71.
- Jun, Y., Kim, N., Kim, S., Park, Y., & Kong, D. (2016). Spatial distribution of benthic macroinvertebrate assemblages in relation to environmental variables in Korean nationwide streams. *Water* 8(1), 1–20.
- Kelly, D., Hayes, J. , Allen, C., West, D., & Hudson, H. (2015). Evaluating habitat suitability curves for predicting variation in macroinvertebrate biomass with weighted usable area in braided rivers in New Zealand. *New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research* 49(3), 398-418.
- Khudhair, N., Yan, C., Liu, M., & Yu, H. (2019). Effects of habitat types on macroinvertebrates assemblages structure : Case study of Sun Island bund wetland. *BioMed Research International*, 1-13.

- Kim, S. K., & Choi, S. (2018). Prediction of suitable feeding habitat for fishes in a stream using physical habitat simulations. *Ecological Modelling* 385, 65–77.
- Lancaster, J. (1990). Predation and drift of lotic macroinvertebrates during colonization. *Oecologia* 85(1), 48–56.
- Wilkes, M., Maddock, I., Visser, F. & Acreman, M. (2013). Incorporating hydrodynamics into ecohydraulics: the role of turbulence in the swimming performance and habitat selection of stream-dwelling fish. In: Maddock, I., Harby, A., Kemp, P. & Wood, P. Ecohydraulics: an integrated approach. Editorial Wiley, United Kingdom.
- Miyasaka, H., & Genkai-Kato, M. (2009). Shift between carnivory and omnivory in stream stonefly predators. *Ecological Research* 24(1), 11–19.
- Monk, W. A., Orlofske, M., Armanini, D. G., Curry, C. J., Peters, D. L., Crocker, J. B., & Baird, D. J. (2017). Flow velocity – ecology thresholds in Canadian rivers : A comparison of trait and taxonomy-based approaches. *Freshwater Biology* 63(8), 891–905.
- Parasiewicz, P., & Dunbar, M. J. (2012). Physical habitat modelling for fish a developing approach. *Large Rivers* 12(2), 239–268.
- Pes, M., Moreira A., Barcelos-Silva, P. & de Camargos, L. (2014). Ordem Trichoptera. En: Hamada, N., Nessimian, J. & Barbosa, R. (Eds). Insetos Aquáticos na Amazonia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia. 391–433.
- Poff, N. L., & Zimmerman, J. K. H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55(1), 194–205.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical* 62(Suppl. 2), 155–167.
- Sagnes, P., Mérigoux, S., & Péru, N. (2008). Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. *Limnologica* 38(1), 23–33.
- Shearer, K A, Hayes, J. W., Jowett, I. G., & Olsen, D. A. (2015). Habitat suitability curves for benthic macroinvertebrates from a small New Zealand river. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 49(2), 37–41.
- Springer, M. (2010). Trichoptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58(4), 63–93.
- Theodoropoulos, C., Papadonikolaki, G., & Stamou, A. (2015). A methodology for the determination of environmental flow releases from dams based on hydrodynamic habitat modelling and benthic macroinvertebrates. *Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes, Greece*

- Theodoropoulos, C., Vourka, A., Skoulikidis, N., Stamou, A., & Rutschmann, P. (2018). Evaluating the performance of habitat models for predicting the environmental flow requirements of benthic macroinvertebrates flow requirements of benthic macroinvertebrates, *Journal of Ecohydraulics*, 3(1), 30-44.
- Waltz, R. & McCafferty, W. (1987). Systematics of *Pseudocleon*, *Acentrella*, *Baetiella* and *Liebebiella*, New Genus (Ephemeroptera: Baetidae). *Journal of New York Entomological Society* 95 (4), 553-568.

Capítulo 3. Características físico, químicas e hidrológicas que influyen en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical

(con formato para Revista Biología Tropical)

Resumen: Introducción: La distribución de los macroinvertebrados acuáticos en los ríos puede estar determinada por el tipo del sustrato, la forma del canal del río, el régimen hidrológico y las interacciones con factores bióticos y abióticos. La variación en las características fisicoquímicas de un río, son más representativas cuando hay presencia de una actividad humana, no obstante, los cambios físicos y químicos también proceden de manera natural producto de la escorrentía y las variaciones en el caudal. El objetivo de este trabajo consistió en determinar la relación entre las variables fisicoquímicas, sustrato y del caudal con el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos. **Metodología:** El estudio se realizó en el río Naranjo, Costa Rica, en dos sitios de muestreo durante un año, evaluando las cuatro épocas del año. En cada sitio de muestreo se obtuvo valores de velocidad y profundidad del agua, caudal, oxígeno disuelto, pH, conductividad, sulfatos, amonio, nitrato y sustrato, y se obtuvo una muestra de macroinvertebrados acuáticos por cada tipo de microhábitat determinado por la velocidad del agua. Se realizó una prueba nMDS para determinar la diferencia entre los sitios según el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y una prueba envfit para observar la relación de las variables ambientales con los macroinvertebrados acuáticos, y sobre estas, se realizó prueba de Spearman para observar el grado de relación de cada género con la misma. **Resultados:** No se registró una diferencia entre ambos sitios según el ensamblaje y las variables que más influenciaron a los macroinvertebrados fueron limo, grava, roca, velocidad, caudal y nitratos. La mayoría de los organismos presentaron una respuesta negativa al aumento del caudal y los nitratos. **Discusión:** Conforme aumenta el caudal, aumenta la velocidad del agua y no todos los organismos registrados en el río Naranjo cuentan con características para sobrevivir a estas condiciones. Además, la profundidad también aumenta junto con la fuerza de arrastre, provocando el movimiento de los sustratos de menor tamaño y una remoción de organismos. El aumento de nitratos puede generar una disminución de los organismos más sensibles como Plecoptera y Ephemeroptera. A pesar de las variaciones fisicoquímicas y de caudal registradas en el río Naranjo, éstas no son lo suficientemente graves como para variar el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, por lo que la cuenca por el momento no cuenta con factores estresantes que elimine organismos durante uno o varios meses del año.

Keywords: flow, velocity water, substrate, tropical river, aquatic insects.

Los ecosistemas de agua dulce albergan menos del 1% de la biodiversidad mundial y cuentan con fauna exclusiva debido a la pequeña superficie que representan, si se comparan con los ecosistemas terrestres (Schmidt *et al.* 2017). A su vez, los ecosistemas fluviales son de los más amenazados al enfrentar la presión del crecimiento de la población humana y su desarrollo socioeconómico (Lopes-Lima *et al.* 2018). Dentro de las amenazas están la pérdida, modificación y fragmentación del hábitat, sobre explotación, contaminación, invasión de especies y el cambio climático (Dudgeon *et al.* 2006). Debido a esto, existe evidencia del decline de las especies acuáticas, no obstante, aunque a nivel mundial la flora y fauna terrestre cuentan con datos de ocurrencia y conservación, la situación de los macroinvertebrados acuáticos es poco conocido (exceptuando Odonata) (Schmidt *et al.* 2017).

Actualmente, se conoce que la distribución de los macroinvertebrados acuáticos en los ríos puede estar determinada por el tipo del sustrato, la forma del canal del río, el régimen hidrológico y las interacciones con factores bióticos y abióticos (Brooks, Haeusler, Reinfelds & Williams, 2005; Young, et. al., 2016). En este último aspecto, las propiedades físicas y químicas del agua pueden influir en la presencia de determinados grupos, dependiendo de la sensibilidad del organismo ante una o varias variables (Kail, Arle, & Jähnig, 2012). Por ejemplo, la concentración de oxígeno disuelto y la demanda biológica de oxígeno, puede condicionar la presencia o ausencia de macroinvertebrados acuáticos (Kubendran & Ramesh, 2016).

Las variaciones en las características fisicoquímicas de un río son más marcadas cuando hay presencia de una actividad humana, por ejemplo, la agricultura, el urbanismo, la minería y las represas, son las actividades que más impactan y ponen en riesgo a la integridad ecológica (Vorosmarty, 2010). No obstante, los cambios físicos y químicos también proceden de manera natural producto de la escorrentía y las variaciones en el caudal (Allan & Castillo, 2007). Por ejemplo, al aumentar el caudal, aumenta la fuerza de arrastre y permite levantar partículas que se encuentran en el lecho del río, con un consecuente aumento en el porcentaje de sólidos suspendidos (Cervantes-Córdoba, Ferreira da Silva, Guzmán-Arias & Villagra-Mendoza, 2016). De igual forma, producto de las

precipitaciones y eventual escorrentía, permite la incorporación de nitrógeno al cuerpo de agua, sin embargo, la concentración que ingrese va a estar determinada por el estado y conformación del bosque de ribera y las actividades humanas que estén a su alrededor (Chen, Lu, Wang, Shen, & Kimberley, 2010).

Las variaciones en el caudal también son determinantes para la distribución de las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos (Dunbar *et al.*, 2010; Extence, Balbi, & Chadd, 1999). En este aspecto ante disminuciones del caudal y en temporada de estiaje, disminuye la frecuencia de rápidos y predominan las velocidades bajas, con un eventual aumento de organismos que toleran bajas concentraciones de oxígeno y altas temperaturas (Extence *et al.*, 1999). Posteriormente, el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos varía, con el aumento del caudal y el consecuente aumento en las velocidades y del oxígeno disuelto, que favorecen a aquellas especies que están adaptadas a altas velocidades y mayor fuerza de arrastre (Horrigan & Baird, 2008).

La correlación entre los macroinvertebrados acuáticos con variables fisicoquímicas e hidrogeomorfológicas, ha permitido utilizarlos como indicadores de la condición de los sistemas acuáticos (Appalasamy, Arumugam, Sukri, & Rak, 2018; Mengzhen, *et al.*, 2018). En Costa Rica, ha aumentado el interés a los estudios relacionados con estos organismos y su rol como bioindicadores en programas de monitoreo de la calidad biológica del agua (Springer, 2019). Sin embargo, se desconoce en gran parte de los ríos de Costa Rica, las variaciones en la distribución de los macroinvertebrados acuáticos producto de las transiciones y consecuentes variaciones en características fisicoquímicas e hidrológicas, que no procedan de actividades antropogénicas. Por lo que el objetivo de este trabajo consiste en determinar la relación entre las variables fisicoquímicas, sustrato y el caudal con el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en el río Naranjo, Costa Rica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se seleccionó la cuenca del Río Naranjo, ubicada en la vertiente del Pacífico Central de Costa Rica. Esta cuenca posee una red de drenaje de 323.39 km², lo que corresponde a un 0.63% de la superficie nacional (Proyecto de Ley 20-098, 2018). La cuenca cuenta con poca intervención antrópica, la principal actividad a su alrededor es

agrícola y no existen represas hidroeléctricas, lo cual le confiere el carácter de una cuenca de referencia (SINIGIRH, 2019).

Se realizó un total de diez muestreos, hasta completar un ciclo anual donde se evaluaron las cuatro estaciones del año (seca, lluviosa, transiciones). Se seleccionó dos sitios, el primero denominado N1 (9.5120778; -84.0334194) ubicado en la cuenca media-baja a 100 m.s.n.m. y un segundo sitio, denominado N2 (9.4629111; -84.0679361), en la cuenca media a 620 m.s.n.m. El primer sitio se caracteriza por la presencia de sistemas tipo rápidos y pozas; el sustrato está dominado por cantos rodados y grava, hay contacto del cuerpo de agua con la vegetación de ribera, la cual está conformada por árboles dispersos y gramíneas. En el segundo sitio, N2, predominan los sistemas tipo rápidos, con dominancia de sustratos tipo canto rodado y roca, ambas márgenes se encuentran cubiertas con árboles y arbustos.

En cada sitio de muestreo y por campaña se obtuvo un total de diez muestras, las cuales se recolectaron de manera aleatoria, de forma transversal al río en época seca y longitudinal en época lluviosa, con el fin de muestrear la mayor cantidad de microhábitats. Así, en cada microhábitat se sumergía un velocímetro marca Global Water, se determinaba la velocidad y profundidad del agua y posteriormente se introducía una red D de 500 micras de luz de mall, se removía el sustrato frente a la red por 45 segundos, para que los organismos fueran arrastrados y atrapados en la red. Seguidamente, el material atrapado se depositó en bolsas plásticas debidamente rotuladas y se preservó con etanol al 85%, para su posterior separación e identificación taxonómica en el laboratorio. De igual forma en cada microhábitat evaluado se obtuvo los valores de pH, temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/l) y el porcentaje de sustrato, catalogado como roca, canto rodado, grava, arena, limo (siguiendo la clasificación de American Geophysical Union, 2016) y paquetes de hojas.

Los macroinvertebrados acuáticos recolectados fueron identificados al menor nivel taxonómico posible, en su mayoría a género, con excepción del grupo Hydrachnidia, por medio de las claves taxonómicas: Contreras & Harris (1998), Roldán (1998), Manzo & Archangelsky (2008), Flowers & De la Rosa (2010), Ramírez (2010) y Springer (2010). Los organismos fueron depositados en la colección de Entomología Acuática del Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica (MZUCR).

Finalizado el muestreo de macroinvertebrados acuáticos, en cada sitio de muestreo se recolectó una muestra de agua en una botella color ambar de 500 ml y se depositaron en una hielera con hielo para mantenerlas a baja temperatura, posteriormente se trasladaron al laboratorio químico del Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR) de la Universidad de Costa Rica. Donde se obtuvieron los valores de nitritos, nitratos y amonio, a través de un autoanalizador de flujo continuo marca Lachat, Modelo QuickChem 8500, el mismo ocupa de 15 ml de muestra para poder obtener los valores (los límites de cuantificación para cada muestra serán determinados en el momento de realizar el análisis). Por último, la turbidez del agua se midió a través de un medidor marca LaMotte, Modelo 2020e.

Análisis estadístico: Con el paquete Vegan (Oksanen, 2019), se realizó una prueba metanMDS, con el fin de observar la composición de taxones por sitio, posteriormente sobre el nMDS se aplicó una prueba envfit, esta función ajusta los vectores o factores ambientales en una ordenación, las proyecciones de puntos sobre vectores tienen máxima correlación con las variables ambientales correspondientes, y los factores muestran los promedios de los niveles de los factores. Seguidamente con las variables de mayor peso se aplicó una prueba de Spearman y los valores de la misma fueron graficados en un mapa de calor, a través del paquete ggplot2 (Wickham, 2016). Todas las pruebas se realizaron a través del software RStudio (Version 1.2.1335).

RESULTADOS

Los valores más altos registrados de fosfatos, silicatos, amonio, nitratos y de caudal se registraron durante los meses con mayores precipitaciones. Únicamente los nitritos registraron su mayor concentración en el segundo muestreo correspondiente a época seca. Las velocidades promedio por sitio se mantuvieron entre el rango de 0.7 y 1 m/s (Cuadro 1).

En total se identificó 7742 organismos, en 75 géneros, 38 familias y 11 órdenes de macroinvertebrados acuáticos; siendo el género *Camelobaetidium* (Ephemeroptera: Baetidae) el más abundante, de igual forma, la familia Baetidae (12 géneros) y el orden Ephemeroptera, (20 géneros) fueron los de mayor riqueza taxonómica.

La abundancia de macroinvertebrados acuáticos varió según la época del año, siendo la época seca donde se registró una mayor abundancia de organismos con respecto a la época lluviosa y las épocas de transición (Fig. 1; Kruskal-Wallis: 58.04, d.f= 2, $p < 0.05$). Durante la época lluviosa y de transición disminuyó la abundancia registrada y no se observó diferencia entre ellas (Wilcoxon: $p > 0.05$).

Para los tres sitios de muestreo no se encontró separación alguna en cuanto a los géneros registrados, por lo que el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos es similar en la cuenca alta-media y media-baja. Solamente tres géneros: *Limnocois* (Hemiptera: Naucoridae), *Atanotolica* (Trichoptera: Leptoceridae) y *Macrobrachium* (Crustacea: Palaemonidae) se diferenciaron del resto (Fig. 2).

Las variables que influenciaron la ordenación fueron los sustratos roca (R), grava (G) y limo (L), la concentración de nitratos (mg/l), la velocidad (m/s) y el caudal (m³/s). Sin embargo, se observó poca relación con los géneros registrados en el río Naranjo (Fig. 3). Aun así, organismos como *Atopsyche*, *Thraulodes*, *Smicridea* y *Culoptila*, respondieron de manera negativa al aumento del caudal. *Anacroneuria*, *Baetodes* y *Paltostoma*, respondieron positivamente al aumento de la velocidad.

Según el tipo de sustrato, el género *Anchitrichia*, presentó una preferencia por el sustrato roca, mientras que organismos de bajas velocidades como *Nectopsyche*, *Limnocois*, *Caenis* y *Callibaetis*, presentaron una preferencia al sustrato limo. Mientras que, la mayoría de los taxones presentaron una respuesta negativa ante el aumento de nitratos (Fig. 3).

DISCUSIÓN

En ríos con aguas de buena calidad y con poca alteración, el orden Ephemeroptera suele ser de los más abundantes, seguido por Trichoptera y Plecoptera (Hamid & Salmah, 2017). En el caso del Río Naranjo, se puede evidenciar que no cuenta con afectaciones graves que eliminen la presencia de organismos sensibles, ya que las familias Baetidae,

Leptophlebiidae y Leptohyphidae fueron las más abundantes. También, durante todos los muestreos hubo presencia de las larvas de *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) y *Paltostoma* (Diptera: Blephariceridae), ambos conocidos por su sensibilidad a cambios en la condición fisicoquímica del agua y calidad de ribera (Bottorff & Knight, 1988; Fochetti & Tierno De Figueroa, 2008; Miyasaka & Genkai-Kato, 2009; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014).

Las fluctuaciones en la abundancia de macroinvertebrados acuáticos entre las épocas del año son probablemente parte del dinamismo de la comunidad o bien como consecuencia de los disturbios, por lo que se espera que existan variaciones temporales en la misma (McCord & Kuhl, 2013). A pesar de los cambios que se dan entre las épocas del año, la comunidad puede ser resistente en el sentido de que, la configuración original se restablece rápidamente después de las perturbaciones climatológicas e hidrológicas (Mesa, 2012).

La mayor abundancia durante la época seca se puede deber a que, ante la disminución de caudal se reduce la fuerza de arrastre, la corriente y el movimiento de sustratos de menor tamaño (Allan & Castillo, 2007). Estas condiciones permiten el asentamiento de organismos adaptados a bajas velocidades y a la vez se mantiene el ensamblaje de organismos de hábitats rápidos y turbulentos (Worrall *et al.* 2014; Dunbar *et al.* 2010; Extence, Balbi & Chadd, 1999), mientras se mantenga un caudal que permita la formación de dichos hábitats.

En el caso de *Atanatolica*, se suele registrar en las zonas de salpique sobre rocas y paredes de cascadas (Springer, 2010). Por esta razón se encontró únicamente en el sitio de muestreo de cuenca alta-media, ya que fue el sitio donde se registró los sustratos de mayor tamaño y mayor velocidad, generando el hábitat para este género.

El género *Macrobrachium*, fue registrado únicamente en el sitio correspondiente a cuenca media-baja, y por su comportamiento migratorio, se esperaba registrarlo a lo largo de la cuenca, ya que según Bauer (2011), estos organismos pueden recorrer hasta varios kilómetros a lo largo de su etapa de vida. Su ausencia en el sitio N2 podría deberse a la temperatura del agua, ya que García, Becerril, Vega & Espinosa (2013) exponen que algunas especies de *Macrobrachium* son afectados en su tasa metabólica por las variaciones

en la temperatura. Aun así, su ausencia en el sitio N2 es incierta y se deberían realizar estudios sobre la distribución altitudinal de estos crustáceos en la cuenca del río Naranjo.

En el caso de *Limnocois*, es un género que cuenta con adaptaciones morfológicas para sobrevivir en las zonas con menor velocidad del agua (Herrmann, Sites & Willig, 1993), y por lo general se registró en las orillas con presencia de limo en ambos sitios de muestreo, aunque en mayor cantidad en la cuenca media-baja. Esta condición puede deberse a que el limo se suele acumular en las orillas de los ríos ya que, cuando se compacta es un sustrato difícil de mover por la corriente del agua, por lo que hay una relación entre el limo y bajas velocidades del agua (Allan & Castillo, 2007), generando hábitat para estos organismos.

La relación (aunque baja) entre algunos géneros con el aumento de la velocidad se debe a sus adaptaciones fisiológica y morfológicas. En el caso de organismos como *Baetodes* y *Anacroneuria* cuentan con uñas fuertes en forma de gancho en cada par de patas y cuerpos aplanados (Flowers & de la Rosa, 2010; Gutiérrez-Fonseca, 2010), mientras que *Paltostoma*, *Simulium* y *Maruina* poseen ventosas para aferrarse al sustrato y evitar ser arrastrados por la corriente (Gil & Da Santos, 2016; Hamada, Oliveira, Pepinelli & Ribeiro, 2014). De esta forma, los organismos adaptados para sobrevivir en las zonas turbulentas, aumentan conforme se aumenta la velocidad del agua.

De igual forma, estos organismos presentaron preferencia para el sustrato tipo roca, ya que existe una relación entre la velocidad del agua y el tipo de sustrato (Allan & Castillo, 2007). Conforme aumenta el tamaño del sustrato, aumenta la turbulencia y se reduce la profundidad del agua en varias clases de biotopos hidráulicos (Hill, Maddock & Bickerton, 2013). Mientras que, en sustratos como la grava la velocidad suele ser menor y por esta razón los organismos considerados reófilos, presentaron valores negativos para este tipo de sustrato con la prueba de Spearman.

La mayoría de los macroinvertebrados acuáticos respondieron de manera negativa al aumento del caudal, esto debido a que conforme aumenta el caudal (Gordon, 2004), aumenta la velocidad del agua y no todos los organismos registrados en el río Naranjo cuentan con características para sobrevivir a estas condiciones. Además, la profundidad también aumenta junto con la fuerza de arrastre, provocando el movimiento de los sustratos de menor tamaño y posiblemente se da la remoción de organismos (Gordon, 2004). Así,

solo los géneros con adaptaciones al aumento de la velocidad no registraron valores negativos con el aumento del caudal.

Por último, durante la época lluviosa es normal que las condiciones fisicoquímicas e hidráulicas fluctúen y estas pueden variar de mayor a menor escala dependiendo del tipo de actividades humanas que se encuentren en su alrededor (Gao & Ruan, 2017). Harding, Young, Hayes, Shearer & Stark (1999), mencionan que, un aumento en la concentración de nitratos puede causar una disminución de los organismos más sensibles como Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera. Sin embargo, para el río Naranjo, no se observó la desaparición de géneros considerados sensibles durante el año de muestreo. Allan y Castillo (2007), reportan que, en ríos con poca intervención humana, el nitrógeno inorgánico disuelto es alrededor de 0.12 mg/l, de estos los nitratos pueden llegar a ser de 0.1 mg/l, por lo que en el río Naranjo se puede considerar que no cuenta con mayor intervención.

A pesar de las variaciones fisicoquímicas y de caudal registradas en el río Naranjo, éstas no son lo suficientemente fuertes como para variar el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, por lo que la cuenca por el momento no cuenta con factores estresantes que elimine organismos durante uno o varios meses del año. Lo que se observa es una condición típica de ríos tropicales con una disminución en la abundancia durante los meses con mayores precipitaciones (Zamora, 2015). Así, se puede concluir que el caudal del río puede ser el principal factor que genera la variación en la abundancia de macroinvertebrados acuáticos en el Río Naranjo y a la vez se resalta que estas variaciones son naturales y por ende se deben mantener, junto con la preservación del bosque de ribera a lo largo del río, para evitar que a futuro las fluctuaciones en los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos se den por condiciones antrópicas.

REFERENCIAS

- Allan, D. & Castillo, M. (2007). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. 2nd Edition, Chapman and Hall, New York.
- Appalasamy, S., Arumugam, N., Sukri, S., & Rak, A. E. (2018). Physico-chemical water quality and macroinvertebrate distribution along Sungai Asah in Pulau Tioman, Johor, Malaysia. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 40 (6), 1265–1270.
- Bauer, R. (2011). Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. II. Delivery of hatching larvae to the sea, return of juvenile upstream migration and human impacts. In: A.

- Asakura (Ed.). New frontiers in crustacean biology. Proceedings of the crustacean society summer meeting, Tokyo, Brill, Leiden.
- Bottorff, R. L., & Knight, A. W. (1988). Stonefly (Plecoptera) feeding modes: variation along a California River continuum. *USDA Forest Service General Technical Reports*. 110: 235-241.
- Cervantes-Cordoba, A., Ferreira, A., Guzmán-Arias, I. & Villagra-Mendoza, K. (2016). Cuantificación del transporte de sedimentos en el río La Estrella, Limón, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha* 29(6), 86-100.
- Chen, D., Lu, J., Wang, H., Shen, Y. & Kimberley, M. O. (2010). Seasonal variations of nitrogen and phosphorus retention in an agricultural drainage river in East China. *Environmental Science and Pollution Research* 17(2), 312–320.
- Cortes, R., Ferreira, M., Oliveira, S., & Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications* 18(4), 367–382.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Naiman, R. J., Knowler, D. J., & Le, C. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2), 163–182.
- Dunbar, M. J., Pedersen, M. L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R., & Larsen, S. E. (2010). River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology* 55(1), 226–242.
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River Flow Indexing using British Benthic Macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers Research & Management* 15(6), 543–574.
- Flowers, W. & De la Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58(4):63-93.
- Fochetti, R., & Tierno De Figueroa, J. M. (2008). Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595(1), 365–377.
- García-Guerrero, M., Becerril-Morales, F., Vega-Villasante, F. & Esponosa-Chaurand, L. (2013). Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41(4), 651-675.
- Gao, C. & Ruan, T. (2017). The influence of climate change and human activities on runoff in the middle reaches of the Huaihe River Basin, China. *Journal of Geographical Sciences* 28(1): 79-92.
- Gil-Azevedo, L. & Da Santos, D. (2016). Family Blephariceridae. *Zootaxa* 4122 (1), 182-186.

- Gordon, N., McMahon, T., & Finlayson, B. (2004). Stream hydrology an introduction for ecologists. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, England.
- Gutiérrez-Fonseca, P. (2010). Plecoptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58(4):139-148.
- Hamada, N., Oliveria, J., Pepinelli, M. & Ribeiro, L. (2014). Ordem Diptera. En: Hamada, N., Nessimian, J. & Barbosa, R. (Eds). Insetos Aquáticos na Amazonia brasileira: taxonomia, biologia, e ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia.683-710.
- Hamid, S., & Salmah, C. (2017). Application of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in water quality assessment of Malaysian Headwater. *Tropical Life Sciences Research* 28(2): 143-162.
- Herrmann, D., Sites, R., & Willig, M. (1993). Influence of current velocity on substratum selection by Naucoridae (Hemiptera): an experimental approach via stream simulation. *Environmental Entomology* 22(3), 571-576.
- Horrigan, N. & Baird, D.J., 2008. Trait patterns of aquatic insects across gradients of flowrelated factors: a multivariate analysis of Canadian national data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65, 670–680.
- Kail, J., Arle, J., & Jähnig, S. C. (2012). Limiting factors and thresholds for macroinvertebrate assemblages in European rivers: Empirical evidence from three datasets on water quality, catchment urbanization, and river restoration. *Ecological Indicators* 18(1), 63–72.
- Kubendran, T. & Ramesh, M. (2016). Composition and distribution of aquatic insect communities in relation to water quality in two freshwater streams of southern western ghats, India. *Journal of Entomology and Zoology Studies* 4(5), 689-695.
- Lopez-Lima, M., Burlakova, L., Karatayev, A., Mehler, K., Seddon, M. & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia* 810 (1), 1-14.
- Manzo, V., & Archangelsky, M. (2008). A key to the known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis saltensis*, Manzo. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 44(1), 63–74.
- McCord, S., & Kuhl, B. (2013). Macroinvertebrate community structure and its seasonal variation in the Upper Mississippi River, USA: a case study. *Journal of Freshwater Ecology* 28(1), 63-78.
- Mengzhen, X., Zhaoyin, W., Xuehua, D., & Baozhu, P. (2014). Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. *Hydrobiologia* 729(1), 247-259.

- Mesa, L. 2012. Interannual and seasonal variability of macroinvertebrates in monsoonal climate streams. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 55(3), 403-410.
- Miyasaka, H., & Genkai-Kato, M. (2009). Shift between carnivory and omnivory in stream stonefly predators. *Ecological Research* 24(1), 11–19.
- Oksanen, J., Guillaume, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens H., Szoecs E & Wagner, H. (2019). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-5.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, Pablo E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical* 62(2), 155-167.
- Ramírez, A. (2010). Odonata. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Revista de Biología Tropical* 58(4):97-136.
- Roldán, G. 1998. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Pama Editores Ltda. Bogotá, Colombia. 217.
- Schmidt-Kloiber, A., Neu, P., Malicky, M., Pletterbauer, F., Malicky, H. & Graf, W. (2017). Aquatic biodiversity in Europe: a unique dataset on the distribution of Trichoptera species with important implications for conservation. *Hydrobiologia* 797 (1), 11-27.
- Springer, M. (2010). Trichoptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Revista de Biología Tropical* 58(4), 63-93.
- Springer, M. (2019). La colección de Entomología Acuática del Museo de Zoología, Universidad de Costa Rica: lista actualizada de géneros , importancia y retos futuros. *Revista Biología Tropical* 67(2), 200-211.
- Vörösmarty, C.J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. Reidy, C. & Davies, P. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467(1), 555–561.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Worrall, T. P., Dunbar, M. J., Extence, C. A., Laizé, C. L. R., Monk, W. A., & Wood, P. J. (2014). The identification of hydrological indices for the characterization of macroinvertebrate community response to flow regime variability of macroinvertebrate community response to flow regime variability. *Hydrological Sciences Journal* 59(3–4), 645–658.

Young-Chul, J., Nan-Young, K., Sang-Hun, K., Young-Seuk, P., Dong-Soo, K. & Soon-Jin, Hwang. (2016). Spatial distribution of benthic macroinvertebrate assemblage in relation to environment variables in Korean Nationwide Streams. *Water Journal* 8(1), 1-27.

Zamora, H. (2015). Macroinvertebrados acuáticos registrados durante la época de lluvias en tres ríos del piedemonte llanero colombiano. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 7(2), 139-147.

Cuadro 1. Valores de las variables fisicoquímicas, caudal y velocidad del agua, de los sitios de muestreo en la cuenca del Río Naranjo, 2017. M= muestreo, S = sitio, Q= Caudal, V= Velocidad promedio.

Mes	Sitio	Fosfatos (μmol/L)	Inc ±	Silicatos (μmol/L)	Inc ±	Amonio (μmol/L)	Inc ±	Nitritos (μmol/L)	Inc ±	Nitratos (μmol/L)	Inc ±	Q (m ³ /s)	V (m/s)
Enero	N 1	0.47	0.1 2	121.5	1.2 7	5.22	0.2 2	nd	0.4	1.5	0.3 7	8.94	0.79
	N 2	0.18	0.1 2	117.75	1.2 4	3.92	0.2 2	nd	0.4	2.76	0.3 6	8.16	1
Febrero	N 1	0.54	0.1 2	120.75	1.2 7	2.72	0.2 2	nd	0.4	1.74	0.3 7	13.8 6	0.87
	N 2	nq	0.1 2	120.9	1.2 7	2.83	0.2 2	4.15	0.4	nd	0.3 6	13.3	0.72
Marzo	N 1	0.22	0.1 2	120.03	1.2 7	8.24	0.2 2	nd	0.4	0.63	0.3 7	9.65	0.74
	N 2	0.25	0.1 2	120.39	1.2 7	3.6	0.2 2	nd	0.4	2.68	0.3 7	6.99	0.9
Abril	N 1	0.28	0.1 2	112.78	1.2 7	3.53	0.2 2	nd	0.4	1.58	0.3 7	17.5	1
	N 2	0.29	0.1 2	118.39	1.2 7	3.67	0.2 2	nd	0.4	0.71	0.3 7	16.8	0.87
Mayo	N 1	0.54	0.1 2	115.42	1.2 7	4.41	0.2 2	nd	0.4	3.39	0.3 7	27.9	0.71
	N 2	0.48	0.1 2	118.73	1.2 7	5.11	0.2 2	nd	0.4	3.77	0.3 7	27.7	1
Junio	N 1	0.74	0.1 2	80.19	1.2 7	4.02	0.2 2	0.88	0.4	3.3	0.3 7	19.2 5	1.13
	N 2	0.74	0.1 2	120.2	1.2 7	4.27	0.2 2	0.93	0.4	1.77	0.3 7	41.5	1.04
Agosto	N 1	0.7	0.1 2	86.81	1.2 7	3.85	0.2 2	0.64	0.4	3.97	0.3 7	38	0.9
	N 2	1.04	0.1 2	102.41	1.2 7	5.43	0.2 2	1.23	0.4	2.79	0.3 7	42.8	1
Setiembre	N 1	1.04	0.1 2	116.72	1.2 7	5.85	0.2 2	1.42	0.4	3.73	0.3 7	41.5	1
	N 2	1.05	0.1 2	104.86	1.2 7	5.29	0.2 2	nq	0.4	4.64	0.3 7	27.3	0.96
Octubre	N 1	0.66	0.1 2	94.51	1.2 7	3.81	0.2 2	nd	0.4	5.9	0.3 7	26.8	0.87
	N 2	nq	0.1	120.47	1.2	4.41	0.2	nd	0.4	4.1	0.3	-	-

mbre	1		2		7		2				7		
	N		0.1		1.2		0.2				0.3		
	2	0.31	2	120.81	7	5.43	2	nd	0.4	3.26	7	-	-
	N		0.1		1.2		0.2				0.3		
Enero	1	nq	2	120.48	7	4.41	2	nd	0.4	4.1	5	9.5	0.72
	N		0.1		1.2		0.2				0.3		
	2	0.32	2	120.81	7	5.43	2	nd	0.4	3.27	5	9.2	0.68

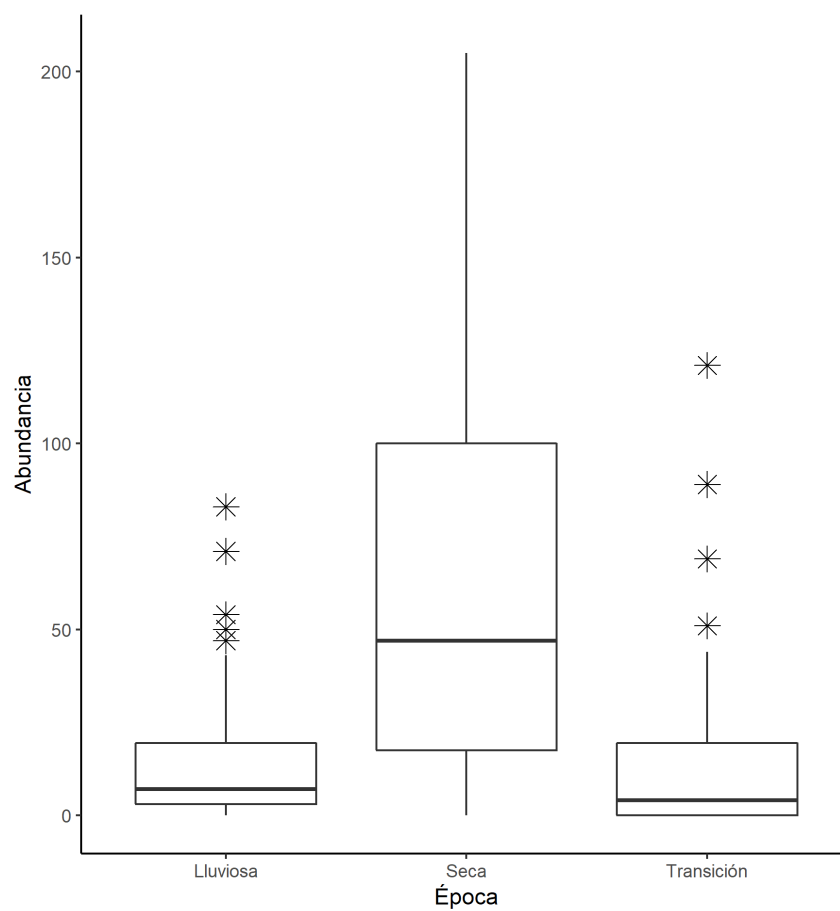


Figura 1. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos registrada en las tres épocas del año, en el río Naranjo, Costa Rica. 2017.

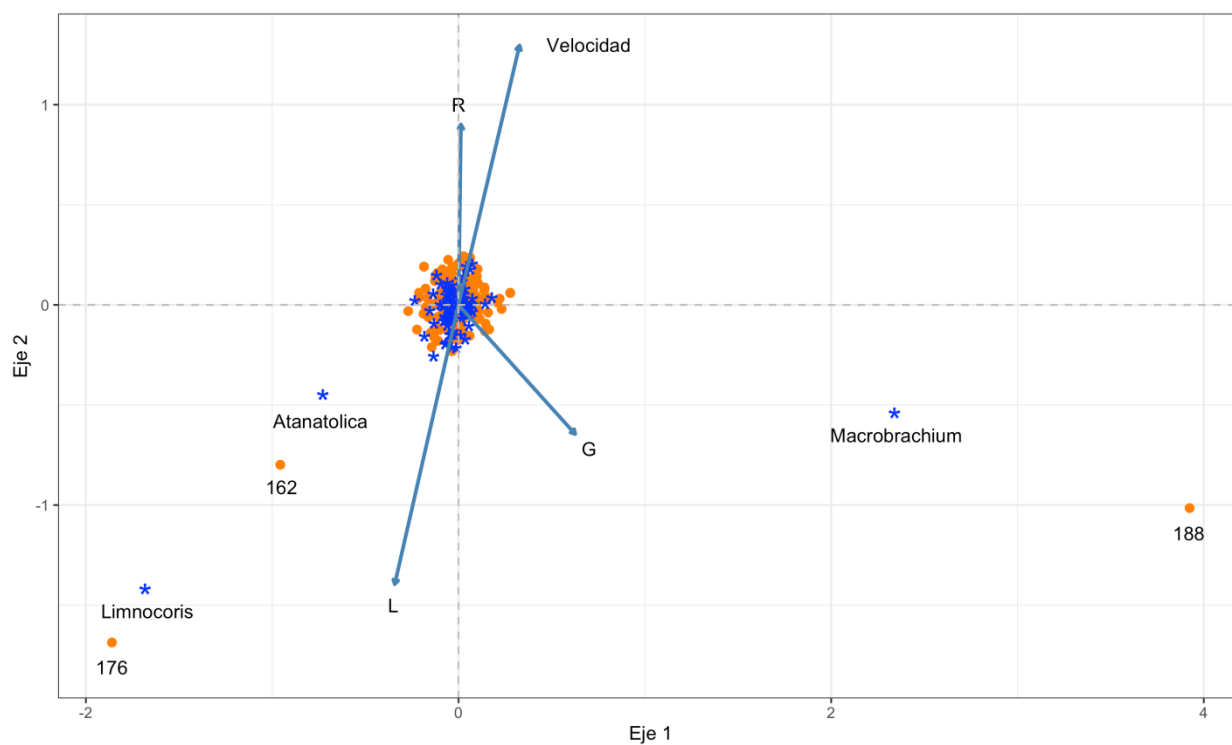


Figura 2. Relación de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos según el sitio de muestreo y la relación con las variables fisicoquímicas y de caudal, en el río Naranjo, Costa Rica. 2017.

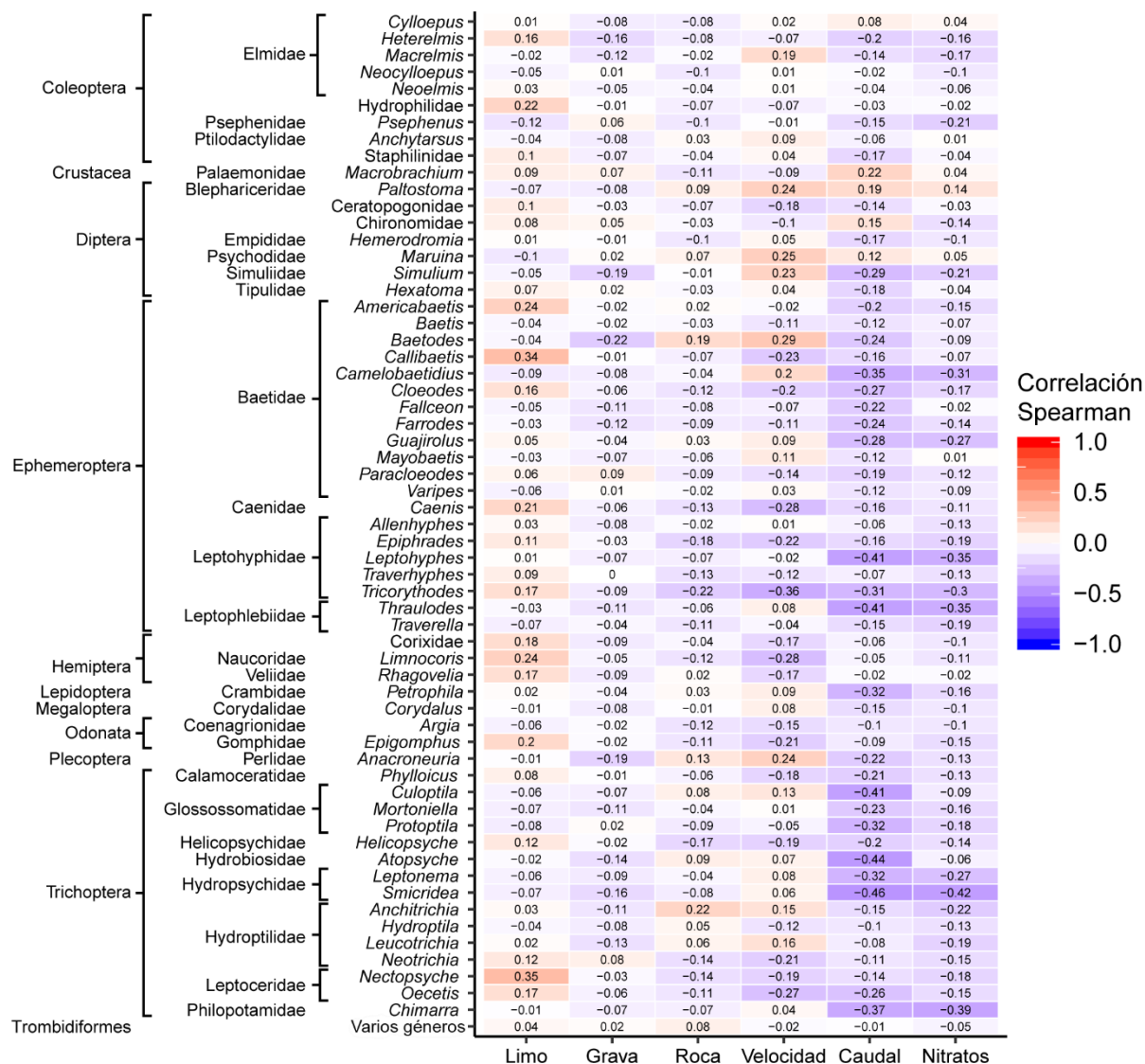


Figura 3. Relación de los macroinvertebrados acuáticos a cinco variables en el río Naranjo, Costa Rica. 2017.

Capítulo 4. Índice LIFE-CR y simulación del hábitat, como metodologías para determinar un caudal ambiental en el Río Naranjo, Costa Rica

(con formato para Water Journal)

Resumen. La sobreexplotación de los ecosistemas acuáticos ha llevado en el peor de los casos a secar ríos o eliminar parte de la fauna presente en ellos. Para evitar las afectaciones que se producen por la disminución del caudal producto de las actividades humanas, se ha implementado el caudal ambiental, el cual cuenta con diversas metodologías para determinarlo. La simulación del hábitat o preferencias del hábitat forman parte de las metodologías ecohidráulicas y se utilizan especies objetivo o indicadoras de caudal, que responden de manera negativa a la disminución de caudal. Sin embargo, debido a la complejidad de las cadenas tróficas y las relaciones intra- e interespecíficas, se debe considerar el uso de metodologías que contemplen un conjunto de organismos. El índice LIFE permite observar la relación entre el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y las variaciones de caudal. El objetivo de este trabajo fue determinar el volumen de agua que se requiere para mantener un ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en un río tropical. El estudio se desarrolló en el Río Naranjo, Costa Rica. Se utilizó modelos ecohidraulicos con los géneros *Anacroneuria* y *Baetodes* y la subfamilia Leucotrichini, a través de sus preferencias de hábitat. Además, se realizaron muestreos mensuales durante un año para la recolecta de macroinvertebrados acuáticos para aplicar el índice LIFE y comparar los resultados. De esta forma se obtuvo que con caudales que van desde los 6 a los 11 m³/s, en época seca y de 25 m³/s o mayores en época lluviosa, se mantiene un ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos donde predominen los organismos reófilos. Ambos métodos obtuvieron caudales relativamente similares por lo que en el caso de las preferencias de hábitat se pueden utilizar como organismos sombrilla, mientras que el índice LIFE-CR permite obtener el conjunto de caudales para mantener organismos afines a los hábitats rápidos y lentos.

Keywords: flow, aquatic macroinvertebrates, ecohydrology, aquatic insects, tropical river.

1. Introducción

Los ecosistemas acuáticos son de los más alterados y amenazados a nivel mundial, ya que, a lo largo de la historia de la humanidad, los distintos asentamientos se han constituido cerca de un cuerpo de agua (Encalada, 2010). Lo cual ha llevado a la modificación de cauces y riberas, como también en la composición química, física y biótica; disrupción de

la conectividad longitudinal y lateral, sobrepesca, presencia de especies invasoras y el decline en la calidad y cantidad de agua (Dudgeon, 2006; Bunn 2016; Kim et al., 2018; Lyubov, Alexander, Mehler, Seddon & Sousa, 2018; Wen, Schoups & Giesen, 2017). Por lo que cerca del 65% de la descarga global de los ríos y el hábitat acuático se encuentra bajo amenaza moderada y alta (Vörösmarty et al. 2010) y uno de los principales retos para el siglo 21 es la gestión del recurso hídrico y los recursos naturales, ya que el humano necesita satisfacer sus necesidades, sin perjudicar al medio ambiente (Pastor, Ludwig, Biemans, Hoff, & Kabat, 2014).

El cambio en el régimen hídrico de los ríos podría ser uno de los principales factores en el declive en la biodiversidad de agua dulce, debido a que el caudal mantiene en buen estado ecológico a los ríos y es una de las variables que más influye en los factores bióticos y abióticos (Pastor et al., 2014; Ta et al., 2015; Alomía & Carrera, 2017). Por ejemplo, existe una relación entre el caudal y la biodiversidad presente en un río, ya que las especies han desarrollado estrategias de vida, principalmente en respuesta directa a los regímenes de caudales y es uno de los principales determinantes del hábitat físico (Acreman et al., 2014; Bunn & Arthington, 2002).

Para tratar de disminuir el impacto sobre la biodiversidad acuática por variaciones en los regímenes de caudales producto de actividades humanas, se ha implementado el término “Caudal Ambiental” (Acreman et al., 2014; Poff et al., 2010). El cual según la declaratoria de Brisbane (Brisbane Declaration; www.eflownet.org) se define como: “La cantidad, calidad y régimen que se requiere para sostener los ecosistemas de agua dulce y estuarios, como también los medios de subsistencia y bienestar de los humanos que dependen de estos ecosistemas”.

Se han desarrollado más de 200 metodologías diferentes para la determinación de caudales ambientales, agrupadas en cuatro tipologías: métodos hidráulicos, hidrológicos, holísticos y de simulación del hábitat (Gates, Vaughn, & Julian, 2015; Li, Cai, Jiang, & Qu, 2012). El de mayor interés ecológico es la simulación del hábitat, llamada también “metodología de modelación de hábitat” o “modelos de preferencia de hábitat (MPH)” y se basan en datos in situ (Li et al., 2012). Este método cuantifica la cantidad y calidad de hábitat acuáticos, bajo múltiples regímenes hidrológicos y con diferentes escenarios que combinan la hidrología

con distintos procesos biológicos (Diez Hernández & Burbano, 2006). En estudios de caudal ambiental y modelaje de hábitat se han utilizado macroinvertebrados acuáticos, ya que estos organismos responden a cambios en sus poblaciones según la disponibilidad de hábitat por alteraciones hidrológicas (Alomía & Carrera, 2017; Shearer & Hayes, 2015), a su vez, responden a cambios por variaciones en el oxígeno disuelto, la temperatura y renovación del sustrato (Graça et al., 2004; Kail, Arle, & Jähnig, 2012; White et al., 2017).

El enfoque clásico para cuantificar el hábitat consiste en estimar la cantidad de hábitat disponible para los organismos acuáticos objetivo (organismos sensibles a cambios en el flujo de agua o de importancia económica) (Shearer & Hayes, 2015). Sin embargo, ese enfoque no ha sido suficiente y en la actualidad se requiere que la estimación de caudal ambiental se haga con base en un rango o conjunto de especies. Esto debido a la complejidad de las cadenas tróficas que se dan de manera espacio-temporal y según variaciones de caudal (Acreman et al., 2014).

Una forma de integrar a un ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos para poder determinar un caudal ambiental adaptativo (caudal con variaciones durante el año, para satisfacer distintas necesidades y procesos hidrogeomorfológicos y ecológicos), es el uso del índice “Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation” (LIFE), desarrollado por Extence, Baldi & Chad (1999). Este índice permite observar la variación en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, según variaciones en el caudal. Bajo el supuesto que, las familias y especies de macroinvertebrados acuáticos están asociados a determinados flujos de agua, se espera una variación en el ensamblaje al variar el caudal (Dunbar et al., 2010; Extence, Balbi, & Chadd, 1999; Worrall et al., 2014).

Por otro lado, en Costa Rica el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE; ente gubernamental encargado de la generación y distribución de electricidad) desarrolló una metodología para determinar caudales ambientales, llamada RANA, de carácter holístico y reconocida por la UNESCO (<http://ecohydrology-ihp.org>). Esta metodología contempla una sección eco-hidráulica que permite modelar las preferencias de hábitat de especies sensibles o especies objetivo. Sin embargo, la metodología RANA únicamente está

disponible para el uso interno del ICE y los demás usuarios del recurso hídrico (hidroeléctricas, riego, ganadería, turismo) en el país no cuentan con una metodología para establecer un caudal ambiental adaptativo, por lo que el índice LIFE-CR podría convertirse en una valiosa herramienta para este fin. De esta forma, en este estudio se utiliza modelos ecohidráulicos y el índice LIFE-CR (Quesada, Umaña, Spinger & Picado, 2019), para determinar el volumen de agua, que beneficie a un ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en un tramo del río Naranjo, Costa Rica y se comparan ambas metodologías.

2. Metodología

2.1. Sitio de muestreo

Para realizar este estudio, se escogió el río Naranjo, ubicado en el Pacífico Central de Costa Rica. La cuenca posee una red de drenaje de 323.39 km², lo que corresponde a un 0.63% de la superficie nacional (Proyecto de Ley 20-098, s.f.). La cuenca cuenta con poca intervención antrópica, siendo la agricultura la principal actividad cercana al río y no existen represas hidroeléctricas. En la cuenca baja hay concesiones para la extracción de agua y para el riego de cultivos de palma, según el Sistema Nacional de Información para la Gestión Integrada del Recurso Hídrico (SINIGHIR) del Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica.

Para realizar el estudio se seleccionó el sitio llamado “Esquipulas” (9.4629111; -84.0679361), se encuentra en la cuenca media a 620 m.s.n.m., en un bosque muy húmedo premontano, según la clasificación de Holdridge (1964). En este sitio predominando los sistemas tipo rápidos, con dominancia de sustratos tipo canto rodado y roca. La curva de duración de caudales, la cual representa la relación entre la magnitud y la frecuencia de caudales diarios, mensuales o anuales, muestra que en el sitio Esquipulas se pueden registrar caudales máximos de casi 180 m³/s con una duración no mayor a un 1% y caudales menores de 20 m³/s, la mayor parte del tiempo (Figura 7).

2.2. Modelos hidrobiológicos de insectos acuáticos

Se seleccionó las ninfas del género *Anacroneuria* sp (Plecoptera: Perlidae) y *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae) y las larvas de la tribu Leucotrichinii (Trichoptera: Hydroptilidae), debido a que son reófilos y según Cortes, Ferreira, Oliveira, & Oliveira (2002), los rápidos y las cataratas son los hábitats más afectados por reducción de caudal. Las respectivas curvas de preferencias de estas larvas para las variables velocidad y profundidad del agua, se obtuvieron del estudio realizado por Quesada-Alvarado, Umaña, Springer & Picado (2019), las cuales corresponden al mismo tramo que se utilizó en este estudio para realizar los modelos de preferencia de hábitat según variación de caudal.

Para generar los modelos hidrobiológicos, primeramente, se realizó un levantamiento topográfico del tramo del sitio Esquipulas, a través de sondeos LIDAR y levantamiento de secciones transversales. En las secciones transversales se obtuvo las velocidades, profundidades, sustratos, pendientes de ambas márgenes y el caudal, en tiempo real a lo largo de 80 metros. Posteriormente, estos datos, junto con curvas de duración, regímenes de caudal mensuales y análisis de caudales máximos y mínimos diarios, alimentaron el software IBER 2.2., el cual permite obtener un conjunto de grillas que predicen la velocidad y profundidad del agua según variaciones del caudal a lo largo del tramo de interés (Para mayor información acerca del software IBER, visitar: <http://www.iberaula.es/>). Por último, a través del software RStudio, se combina el conjunto de grillas originadas por IBER, junto con las curvas de preferencia de hábitat del organismo objetivo, para generar los modelos de porcentaje de hábitat que se originan según las variaciones del caudal del río. En los modelos originados se representa los valores de 0 a 1, siendo uno el mayor valor de idoneidad. El conjunto de comandos para generar el modelo ecohidráulico fue desarrollado por el departamento de Hidrología del Instituto Costarricense de Electricidad (ICE. Gobierno de Costa Rica).

Además, por medio del paquete ggplot se realizó curvas de porcentaje de hábitat óptimo (mayor idoneidad), regular e inadecuado (no hay idoneidad), para las variables velocidad y profundidad, según variación en el volumen y caudal.

2.3. Muestreo de Macroinvertebrados acuáticos e Índice LIFE-CR

Para obtener el valor del índice LIFE-CR, se realizó un muestreo mensual a lo largo de un año (Enero 2017-Enero 2018). Para llevar a cabo la recolecta de macroinvertebrados acuáticos en el tramo Esquipulas, se utilizó una Red D de 500 micras de luz de malla, la cual se sumergió contra corriente en los hábitats de mayor velocidad y se removió el sustrato con el fin de que la corriente arrastrara a los organismos y quedaran atrapados en la red. Mientras que, en los hábitats tipo poza y orilla, se sumergía la red y se arrastraba dando golpes en el fondo mientras se avanzaba para atrapar a los organismos. Ambas actividades a lo largo de 10 minutos efectivos de muestreo.

El material recolectado se depositó en envases plásticos y se fijó con etanol al 90% para su posterior limpieza y separación de organismos en el laboratorio de Entomología de la Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica. Los organismos capturados fueron identificados al menor nivel taxonómico posible, en su mayoría a género, utilizando las claves de Contreras & Harris (1998); Roldán (1998); Manzo & Archangelsky (2008); Flowers & De la Rosa (2010); Ramírez (2010); y Springer (2010) y fueron depositados en la colección de Entomología Acuática del Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica (MZUCR).

Para obtener el valor del índice LIFE-CR se utilizó el estudio del Ajuste del Índice LIFE-CR desarrollado por Quesada-Alvarado, Umaña, Springer y Picado (2019). Las mediciones de caudal se obtuvieron de manera exacta al momento del muestreo a través de estaciones hidrológicas continuas del Instituto Costarricense de Electricidad.

3. Resultados

3.1. Modelos de preferencia de hábitat

Para las ninfas de *Anacroneuria* y *Baetodes*, se observa que un caudal de 1 m³/s origina cerca de un 60% de hábitat óptimo para la variable profundidad (P), mientras que, para las larvas de la tribu Leucotrichinii, se origina cerca de un 80%. En el caso de la variable

velocidad (V), para los tres taxones evaluados con un caudal de $1 \text{ m}^3/\text{s}$, se origina menos del 5% de hábitat óptimo, predominando así el hábitat inadecuado (Fig. 1).

Al aumentar el caudal para los tres taxones el hábitat óptimo para la variable profundidad, disminuye de manera lineal, mientras que la variable velocidad aumenta de manera paulatina, hasta llegar a un punto máximo donde empieza a disminuir (Fig. 1). En el caso de las ninfas de *Anacroneuria* y *Baetodes*, el mayor porcentaje de hábitat óptimo para la variable velocidad se da a los $8 \text{ m}^3/\text{s}$ y $10 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente, mientras que, las larvas de *Leucotrichinii* obtienen el mayor porcentaje con un caudal de $11 \text{ m}^3/\text{s}$, por lo que a lo largo del tramo modelado se generan velocidades adecuadas para estas larvas (Figs. 2, 3 y 4).

Al combinar las variables V y P junto con el hábitat óptimo más regular, se observa que las larvas de *Leucotrichinii* requirieren de un caudal mayor ($11 \text{ m}^3/\text{s}$) para que se originen los hábitats que estas larvas prefieren. En el tramo Esquipulas, para los tres taxones se observa que al inicio del tramo hay mayor idoneidad de hábitat, posteriormente, en el centro y a lo largo del tramo, domina el hábitat inadecuado y cerca de las orillas se originan las velocidades y profundidades óptimas y regulares (Figs. 2, 3 y 4).

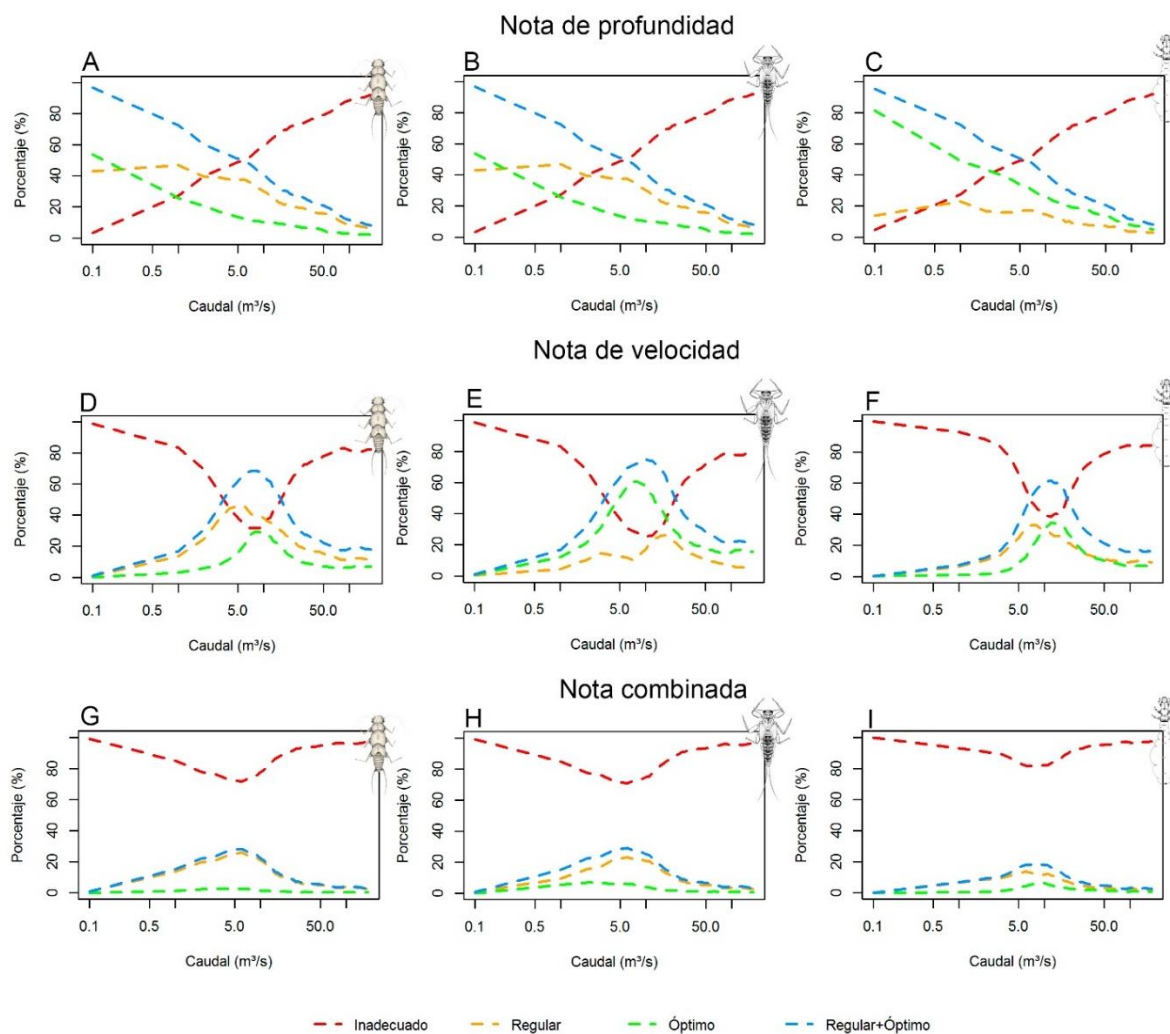


Figura 1 . Porcentaje de hábitat óptimo, regular e inadecuado para las variables profundidad y velocidad, según las variaciones del caudal, para las ninfas de *Anacroneuria*, *Baetodes* y larvas de *Leucotrichinii* en el tramo N3 del río Naranjo. A, D y G corresponde al género *Anacroneuria*, B, E y H al género *Baetodes* y C, F y I, a *Leucotrichinii*.

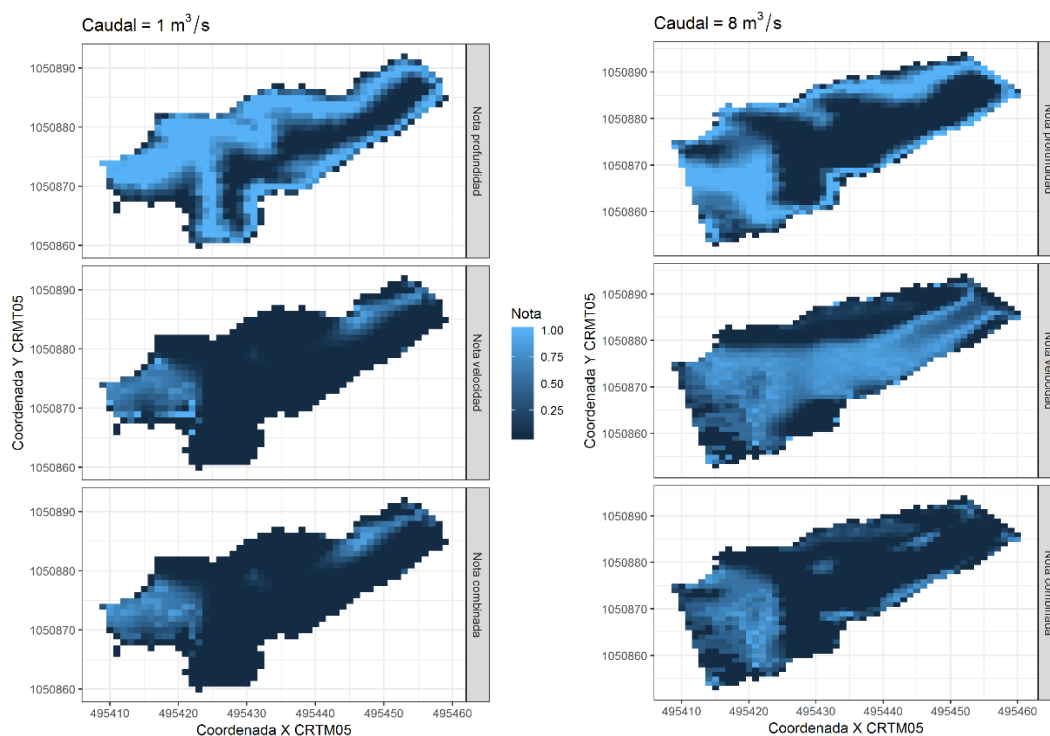


Figura 2. Modelos de porcentaje de idoneidad de hábitat, según caudal, para las ninfas del género *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ y a $8 \text{ m}^3/\text{s}$.

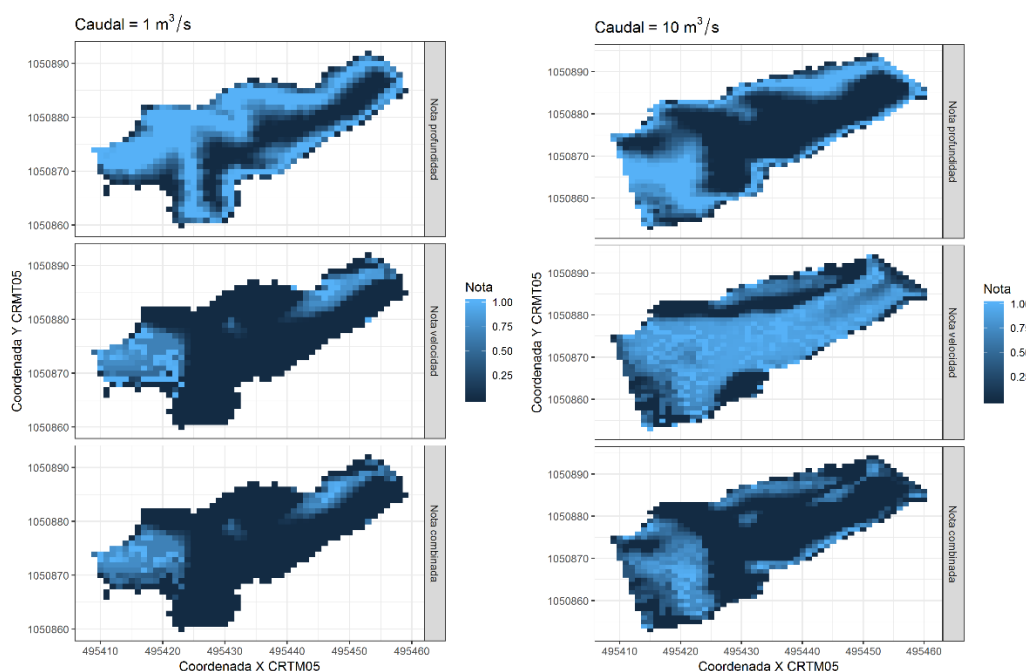


Figura 3. Modelos de porcentaje de idoneidad de hábitat, según caudal, para las ninfas del género *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica.

Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{ m}^3/\text{s}$ y a $10\text{ m}^3/\text{s}$.

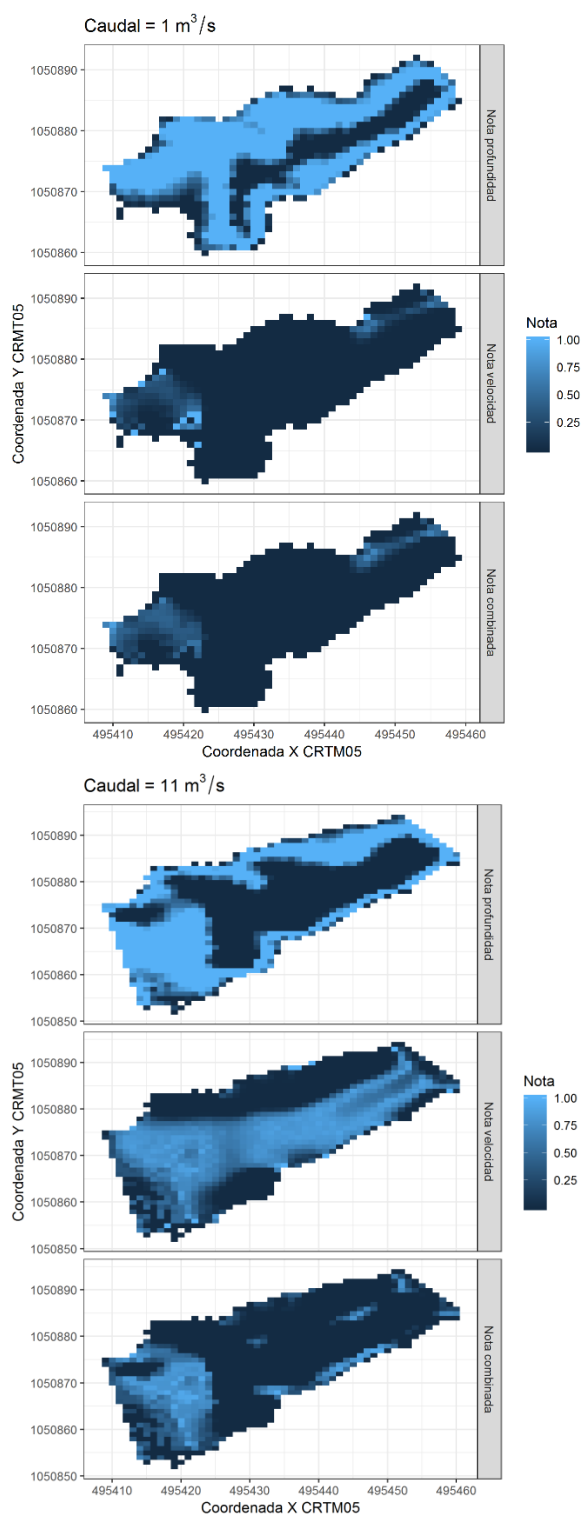


Figura 4. Modelos del porcentaje de hábitat idóneo, para las variables velocidad y profundidad, según variaciones del caudal, de las larvas de la tribu Leucotrichini

(Trichoptera: Hydroptilidae), en el tramo N3 del río Naranjo, Costa Rica. Las figuras representan la nota de profundidad, nota de velocidad y nota combinando la velocidad y profundidad del agua, a un caudal de $1\text{ m}^3/\text{s}$ y a $11\text{ m}^3/\text{s}$.

3.2. Índice LIFE-CR

En total se identificó 7742 organismos, 75 géneros, 38 familias y 11 órdenes; siendo el género *Camelobaetidius* (Ephemeroptera: Baetidae) el más abundante, y por lo tanto, la familia Baetidae y el orden Ephemeroptera, fueron los más representativos (Cuadro 1).

Para inicios del año durante los tres primeros muestreos, correspondientes a los meses de época seca, se registró caudales entre los 8.16 y $13.3\text{ m}^3/\text{s}$. A partir del mes de abril, correspondiente a la transición entre la época seca y época lluviosa se da un aumento del caudal, por encima de los $16\text{ m}^3/\text{s}$. En los siguientes meses correspondientes a la época lluviosa se dio el aumento del caudal alcanzando más de $40\text{ m}^3/\text{s}$, para posteriormente iniciar la época de transición lluviosa a seca con la eventual disminución del caudal (Fig. 5.B)

Los valores obtenidos del índice LIFE-CR oscilaron conforme se registró cambios en el caudal del río. De esta forma, para el primer mes de muestreo el valor del índice fue de 7.27, en los siguientes dos meses correspondientes a la época seca y transición, el valor del índice obtuvo un aumento y posteriormente volvió a disminuir. Al iniciar la época lluviosa, se observa el aumento en el valor del índice conforme aumenta el caudal, registrándose en el mes nueve un puntaje de 8.38, siendo el valor más alto durante el año de muestreo. Posteriormente durante los meses 11 y 12, se da la transición de época lluviosa a seca, con una eventual disminución del caudal y por consiguiente del valor del índice LIFE-CR (Fig. 5.A).

La riqueza de macroinvertebrados acuáticos, varió de manera contraria al caudal (Fig. 5. B y C). Durante los primeros meses donde se registró menor caudal, hubo mayor riqueza de géneros y conforme aumentó el caudal la riqueza fue disminuyendo. Así, la mayor riqueza se registró durante el mes 3 y la menor durante el mes 11 (Fig. 5. C).

Al comparar los valores del índice LIFE-CR con la proporción de organismos con afinidad a los hábitat lentos y rápidos, se observa que, durante los tres primeros meses la riqueza de ambos fue proporcional. A partir del mes cuatro, se empieza a registrar un aumento en el caudal y la proporción de la riqueza de organismos típicos de rápidos aumenta, con una eventual disminución durante el mes seis. Para los siguientes cuatro meses restantes, los organismos afines a los hábitats tipo rápidos cuentan con mayor proporción, que los organismos de hábitat de baja velocidad (Fig. 6). De esta forma, caudales de $27 \text{ m}^3/\text{s}$ o superiores, mantuvieron una mayor cantidad de organismos de hábitat tipo rápidos y caudales de $6 \text{ m}^3/\text{s}$ a $20 \text{ m}^3/\text{s}$, mantuvieron una proporción similar entre organismos de altas y bajas velocidades.

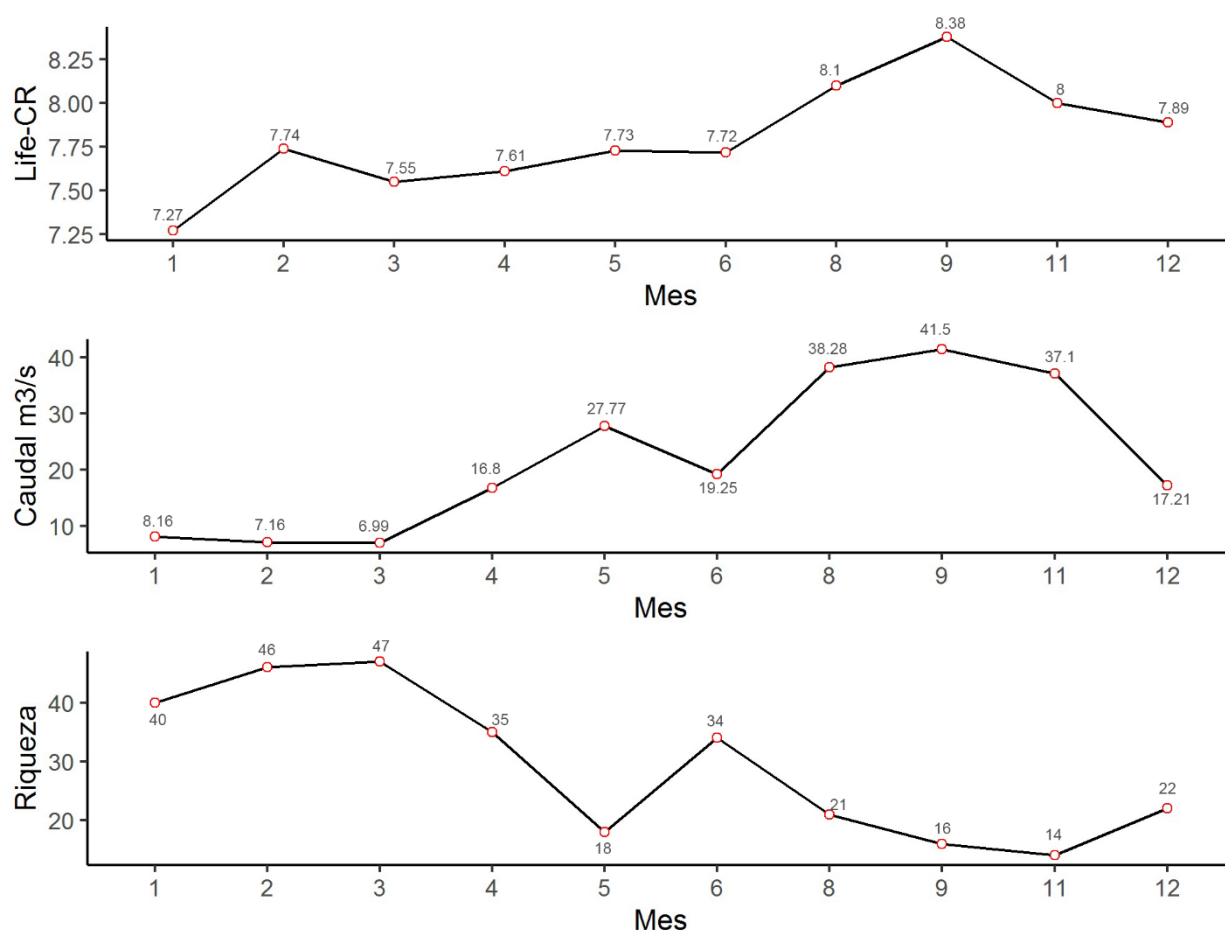


Figura 5. A) Variación del índice LIFE-CR. B) Variación del caudal en el río Naranjo. C) Variación de la riqueza de macroinvertebrados acuáticos durante el año 2017.

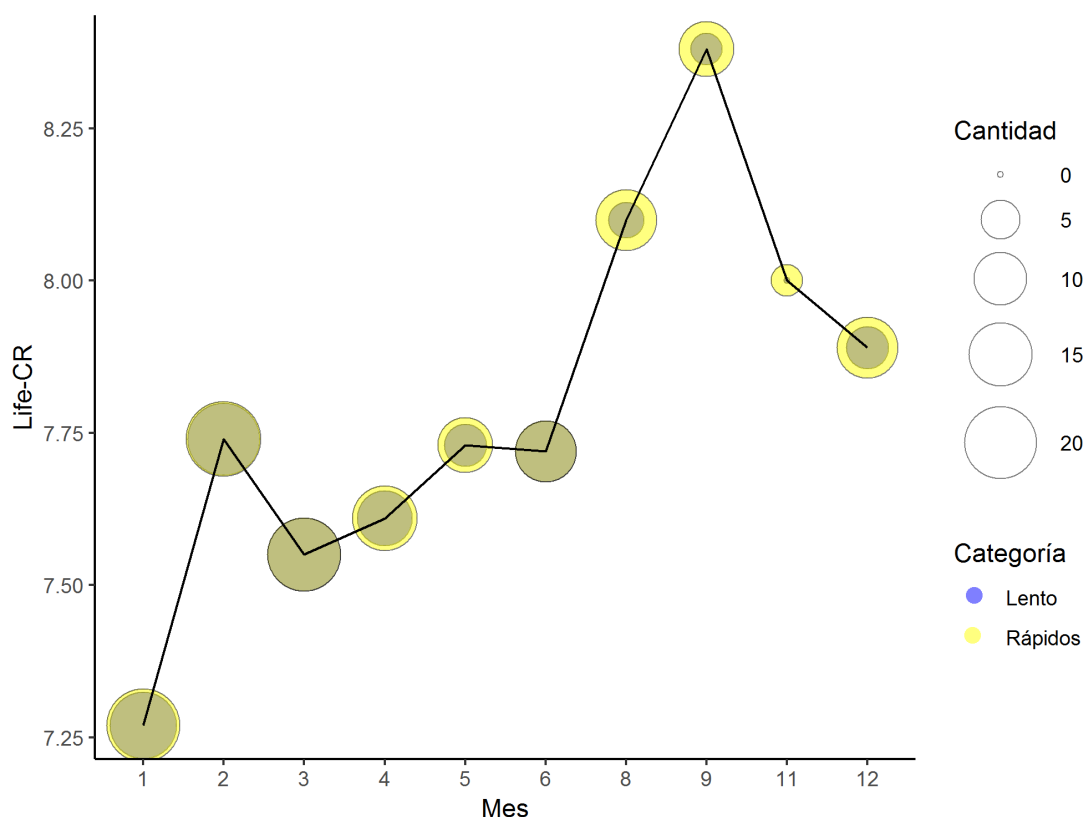


Figura 6. Proporción de organismos según categoría de velocidad del agua (rápidos o lentos,) con relación en los valores del índice LIFE, para el Río Naranjo, 2017. El tamaño del círculo representa categorías de abundancia y el color hace referencia al tipo de hábitat al que pertenecen. El color verde se genera cuando se superponen los colores azul y amarillo.

4. Discusión

Parte del dinamismo de los ríos consiste en la disminución del caudal en época seca, con la estabilidad temporal del cauce, el lecho y las condiciones de hábitat en términos de velocidad, profundidad y fuerzas hidráulicas (Belmar et al. 2012; Suen & Herricks, 2009; Jowett & Duncan, 1990). Posteriormente en época lluviosa se registra un aumento del caudal, arrastre de sustratos y renovación del hábitat para las especies acuáticas (Belmar et al. 2012; Suen & Herricks, 2009; Jowett & Duncan, 1990). Bajo este aspecto, se espera que, durante el aprovechamiento del recurso hídrico se mantengan en época seca caudales que originen suficiente hábitat, con el fin de mantener a las especies acuáticas. Además,

durante la época lluviosa y de mayor aumento de caudal, se mantenga el conjunto de caudales, que dan origen a nuevos hábitats para las especies acuáticas y a la vez permita la renovación del sustrato y arrastre de materiales (Dutta, Sharma & Kumar, 2017).

En el modelaje del hábitat físico para las especies objetivo o indicadoras de caudal, volúmenes entre los 8 a 11 m³/s generaron la mayor proporción de hábitat óptimo y regular, así, bajo estos caudales se cumplen las condiciones de profundidades y velocidades para las ninfas de *Anacroneuria* y *Baetodes* y las larvas de la tribu Leucotrichini. Estos organismos pueden considerarse como “especies sombrilla”, debido a sus altos requerimientos de velocidad observados, por lo que al mantenerse el conjunto de velocidades que estos prefieren, se podría generar hábitat para otros organismos con menor requerimiento.

El género *Anacroneuria* funcionó como organismo indicador de caudal, ya que es típico de zonas rápidas y tiene altos requerimientos de oxígeno disuelto (Bottorff & Knight, 1988; Fochetti & Tierno De Figueroa, 2008; Miyasaka & Genkai-Kato, 2009; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Además, su presencia suele ser asociada a buenas condiciones de la calidad del agua (Mengzhen, Zhaoyin, Xuehua & Baozhu, 2013). Si se compara con las ninfas de *Baetodes* y las larvas de Leucotrichinii, las ninfas de *Anacroneuria* ante distintos escenarios de variación de caudal, la cantidad de hábitat óptimo para la variable velocidad, no sobrepasa el 40%, y es por esta razón, que se puede considerar como organismos sensibles a las disminuciones del caudal.

Por su parte, aun que las larvas de la tribu Leucotrichinii, toleran la contaminación media de los ríos (Springer, 2010), estas pueden ser sensibles a cambios en la velocidad del agua, ya que, en el estudio desarrollado por Quesada, Umaña, Springer & Picado (2019), a través de la prueba TITAN2 y las curvas de preferencias observaron que la idoneidad se alcanza a velocidades entre los 1 y 1.9 m/s. En el tramo Esquipulas, estas larvas requieren de un caudal de 11 m³/s para generar la mayor cantidad de hábitat determinado por la velocidad y profundidad. Por lo tanto, ante eventuales disminuciones del caudal, se darán disminuciones en las velocidades (Gordon, McMahon, Finlayson, Gippel & Nathan, 2004) con una consecuente pérdida de hábitat adecuada para estos organismos, como se observó bajo un caudal de 1 m³/s.

El índice LIFE, respondió de manera positiva al aumento del caudal, similar a lo observado por Extence et al. (1999), Dunbar et al. (2010) y Worrall et al. (2014). Se esperaba que los

meses de febrero y marzo obtuvieran un valor menor del índice, en comparación con el mes de enero, ya que estos dos meses son los más críticos durante la época seca, sin embargo, no se cumplió a pesar de la baja en el caudal. Esta condición se dio ya que, la abundancia de organismos de hábitat lentos era baja, pero presentaron cantidades similares en la riqueza de organismos afines a los hábitat rápidos y turbulentos. A pesar de la disminución del caudal, se mantuvo una buena cantidad de rápidos de distintas velocidades, para albergar a un conjunto de organismos afines a los rápidos en el tramo Esquipulas.

Durante el inicio de la época lluviosa el valor del índice aumentó y la proporción de organismos afines a bajas velocidades disminuyó, esto debido a que el aumento en el caudal provoca aumento en las velocidades (Gordon et al. 2004) y se observó en el tramo muestreado que las orillas del río perdían la condición de bajas velocidades. De igual forma, desaparecieron las charcas o pozas que se originan en los márgenes del río cuando el caudal es bajo y se dio un aumento de organismos afines a altas velocidades, tanto en riqueza como en abundancia.

A pesar de que el índice LIFE-CR fue contrario a la riqueza de organismos se debe resaltar que, ante disminuciones del caudal, los hábitats tipo rápidos y cataratas son los más perjudicados (Cortes et al. 2002), por lo que se debe de asegurar que ante las variaciones de caudal se mantengan las distintas condiciones de velocidad. Principalmente, porque los organismos que habitan los rápidos y zonas turbulentas suelen ser más sensibles a la disminución de oxígeno y aumentos en la temperatura (Cushman, 1985). Además, la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, está adaptada a los cambios estacionales (Stark & Phillips, 2009) de esta forma durante los meses de mayor caudal se espera mayor presencia de organismos reófilos y durante la época seca proporciones similares entre organismos de hábitat tipo rápidos y lentos (Dunbar et al. 2010). No obstante, según Extence et al. (1999), Dunbar et al. (2010) y Worrall et al. (2014) en condiciones extremas de reducción de caudal se da un aumento de aquellos organismos que están adaptadas a bajas concentraciones de oxígeno disuelto y altas temperaturas.

Durante el mes de noviembre el caudal fue similar al mes de agosto, sin embargo, presentó un valor menor del índice LIFE-CR, esto debido a que, durante el mes de octubre del 2017 la tormenta Nate afectó al Pacífico de Costa Rica. Esto produjo un aumento considerable del caudal provocando la remoción y renovación del sustrato, con el eventual

desprendimiento de los macroinvertebrados acuáticos. Aun así, se registró la cantidad suficiente de organismos afines a los hábitats rápidos como para obtener un valor del índice aún mayor a los meses más secos.

El índice LIFE al usar datos de biomonitoreo y velocidad de flujo óptimo para macroinvertebrados acuáticos, determina la influencia real de la alteración hidrológica de un sitio o tramo del río, por lo que puede ser usado en el contexto de modelo referencia y así generar estado (os) de referencia regional e identificar las deficiencias ecohidráulicas (Orlofske, Monk & Baird, 2013). Así, a través de los valores del índice LIFE-CR se puede observar que, durante la época seca, un caudal de $6\text{ m}^3/\text{s}$ mantiene tanto organismos afines a los hábitats rápidos como a los de hábitats lentos. Por lo que a dicho caudal aún se mantienen la cantidad de rápidos necesarios para que haya presencia y abundancia de organismos reófilos, como también una alta riqueza de macroinvertebrados acuáticos.

De esta forma, a través del modelaje de las preferencias de hábitat y los valores del índice LIFE-CR, se espera que durante la época seca no se den disminuciones del caudal por debajo de los $6\text{ m}^3/\text{s}$, producto del aprovechamiento humano. Esto con el fin de evitar la disminución de hábitats determinados por la velocidad del agua y con una eventual disminución en la abundancia de organismos reófilos. Mientras que, en la época lluviosa se podría aprovechar los caudales mayores a los $25\text{ m}^3/\text{s}$, ya que en este volumen se observó un valor del índice LIFE-CR superior a los de época seca y con mayor proporción de organismos reófilos. A la vez, con los modelos ecohidráulicos para los tres taxones, se observó que, con caudales mayores a los $20\text{ m}^3/\text{s}$ se da una disminución en el porcentaje de hábitat óptimo y regular y por ende un aumento en el hábitat inadecuado.

Un caudal de $6\text{ m}^3/\text{s}$ tiene una duración de casi el 100%, por lo que ocurre durante la época seca de forma natural la mayor parte del tiempo, mientras que, un caudal entre los $20\text{ m}^3/\text{s}$ y $25\text{ m}^3/\text{s}$ ocurren en casi un 40 a 50%, esto durante las estaciones hidrológicas de transición y lluviosa (Fig. 7). De esta forma se puede observar que los caudales que se proponen como mínimo aceptable ($6\text{ m}^3/\text{s}$) y adaptativos, se dan la mayor parte del año y posiblemente generarían hábitat para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

Finalmente, es importante el asignar un caudal ambiental, no necesariamente debe entenderse como un caudal sin cambios durante todo el año, de esta forma se espera que, ante aprovechamiento hídrico por distintos usuarios, se mantenga una variación para

cumplir con los procesos hidrológicos. Esto permitiría mantener la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos en el río de interés, debido a que el caudal es una variable que influye en la química, física e hidráulica de los ríos, por lo que se debe mantener la magnitud, frecuencia, duración, tiempo y tasa de cambio (Arthington, 2012; Dutta et al. 2017). A su vez, los organismos acuáticos han desarrollado estrategias de vida y adaptaciones morfológicas para sobrevivir a este conjunto de variaciones del caudal (Bunn & Arthington, 2002), y es por esta razón que el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos varió de mes a mes.

Se concluye que ambas metodologías dan una clave para determinar cuál o cuáles caudales benefician a los ensambles de macroinvertebrados acuáticos, ya que ambas permitieron observar un caudal mínimo aceptable para evitar la pérdida de hábitat o la disminución de organismos reófilos. Mientras que el índice LIFE-CR puede determinar el conjunto de caudales que se pueden mantener durante el año, para generar el dinamismo que se da en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos o bien, la transición de la presencia de organismos afines a los hábitat rápidos y lentos durante las distintas épocas del año.

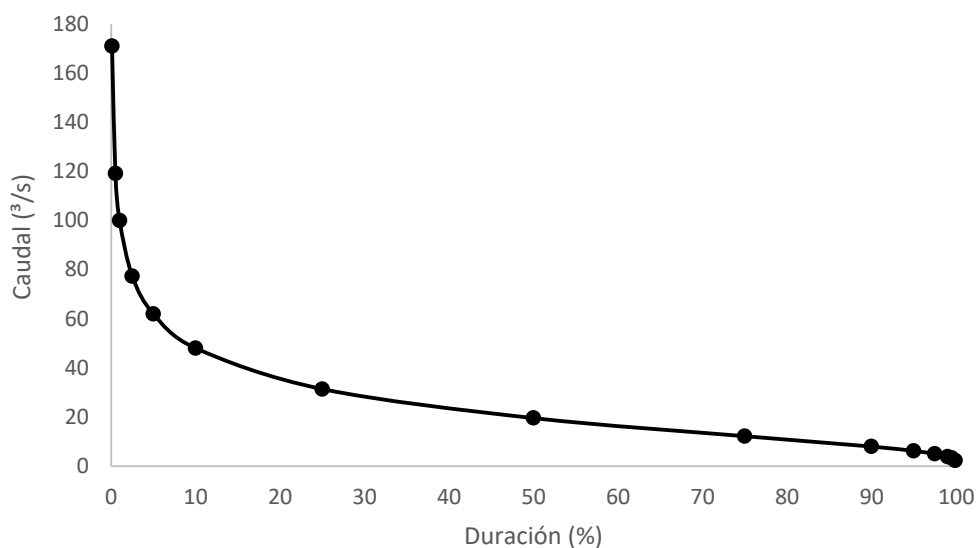


Figura 7. Curva de duración de caudales en el tramo Esquipulas, Río Naranjo, Costa Rica.
Fuente: Instituto Costarricense de Electricidad.

5. Referencias

- Acreman, M., Arthington, A. H., Colloff, M. J., Couch, C., Crossman, N. D., Dyer, F., Overton, I., Pollino, C., Stewardson, M. & Young, W. (2014). Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (8), 466-473.
- Alomía, I. & Carrera, P. (2017). Environmental flow assessment in Andean rivers of Ecuador, case study: Chanlud and El Labrado dams in the Machángara River. *Ecohydrology & Hydrobiology* 17 (2), 103-112.
- Arthington, A. (2012). *Environmental Flows: Saving Rivers in the Third Millennium*. University of California Press. 424 p.
- Belmar, O., Velasco, J., Gutiérrez-Cánovas, T., Mellado-Díaz, A., Millán, A. & Wood, P. (2013). The influence of natural flow regimes on macroinvertebrate assemblages in a semiarid Mediterranean basin. *Ecohydrology*, 6(3), 363-379.
- Bottorff, R. L., & Knight, A. W. (1988). Stonfly (Plecoptera) feeding modes: variation along a California River continuum. USDA Forest Service General Technical Reports 110, 235-241.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4), 492–507.
- Bunn, S.E. (2016). Grand challenge for the future of freshwater ecosystems. *Frontiers in Environmental Science* 4(21), 1-4.
- Contreras-Ramos, A. & Harris, S. (1998). The immature stages of *Platyneuromus* (Corydalidae), with a key to the genera of larval Megaloptera of Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 17, 489-517.
- Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications* 18(4), 367–382.
- Cushman, R. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5(1), 330-339.
- Diez Hernández, J., & Burbano, L. (2006). Técnicas avanzadas para la evaluación de caudales ecológicos en el ordenamiento sostenible de cuencas hidrográficas. *Revista Ingeniería e Investigación* 26(1), 58–68.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Naiman, R. J., Knowler, D. J., & Le, C. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2), 163–182.
- Dunbar, M. J., Pedersen, M. L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R., & Larsen, S. E. (2010). River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology* 55(1), 226–242.

- Dutta, V., Sharma, U., Kumar, R. (2017). Assessment of river ecosystem and environmental flows: Role of flow regimes and physical habitat variables. *Climate Change and Environmental Sustainability* 5(1), 20-34.
- Encalada A. 2010. Funciones eco sistémicas y diversidad de los ríos. *Polémika* 2(5), 40-47.
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River flow indexing using british benthic Macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers Research & Management* 15(6), 543–574.
- Flowers, W. & De la Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*. 58(4), 63-93.
- Fochetti, R., & Tierno De Figueroa, J. M. (2008). Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595(1), 365–377.
- Gates, K., K., Vaughn, C. C., & Julian, J. P. (2015). Developing environmental flow recommendations for freshwater mussels using the biological traits of species guilds. *Freshwater Biology* 60(4), 620–635.
- Gordon, N., McMahon, T., Finlayson, B. (2004). Stream Hydrology An Introduction for Ecologists. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, England.
- Graça, M., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S., Morais, M., Carvalho, M. & Malo, J. (2004). Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: A two-scale analysis. *International Review of Hydrobiology* 89(2), 151–164.
- Jowett, I. & Duncan, M. (1990). Flow variability in New Zealand rivers and its relationship to in-stream habitat and biota. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24 (1), 305-317.
- Kail, J., Arle, J., & Jähnig, S. C. (2012). Limiting factors and thresholds for macroinvertebrate assemblages in european rivers: Empirical evidence from three datasets on water quality, catchment urbanization, and river restoration. *Ecological Indicators* 18, 63–72.
- Kim, Y., Kong, I., Park, H., Kim, J., Um, J., Green, P. & Vörösmarty, C. J. (2018). Assessment of regional threats to human water security adopting the global framework: A case study in South Korea. *Science of the Total Environment* 637, 1413–1422.
- Li, F., Cai, Q., Jiang, W., & Qu, X. (2012). The response of benthic macroinvertebrate communities to climate change: Evidence from subtropical mountain streams in Central China. *International Review of Hydrobiology* 97(3), 200–214.
- Lyubov, M. L., Alexander, E. B., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810 (1), 1–14.
- Manzo, V., & Archangelsky, M. (2008). A key to the known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis*

saltensis Manzo. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 44(1), 63–74.

Mengzhen, X., Zhaoyin, W., Xuehua, D., Baozhu, P. (2014). Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. *Hydrobiologia* 729(1), 247-259.

Miyasaka, H., & Genkai-Kato, M. (2009). Shift between carnivory and omnivory in stream stonefly predators. *Ecological Research*, 24(1), 11–19.

Orlofske, J., Monk, W. & Baird, D. (2013). Ecohydraulics for river management: Can mesoscale lotic macroinvertebrate data inform macroscale ecosystem assessment? En: Maddock, I., Harby, A., Kemp, P & Wood, P. (Eds). *Ecohydraulics: An integrated approach*. 357-374. Wiley & Sons, Ltd, Chichester, United Kingdom.

Pastor, A. V., Ludwig, F., Biemans, H., Hoff, H., & Kabat, P. (2014). Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences* 18(12), 5041–5059.

Poff, N., Richter, B., Arthington, A., Bunn, S., Naiman, R., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B., Freeman, M., Henriksen, J., Jacobson R., Kennen, J., Merrit, D., O’Keefe, J., Olden J., Rogers, K., Tharme, R., & Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55(1), 147–170.

Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical* 62(2), 155-167.

Ramírez, A. (2010). Odonata. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Revista de Biología Tropical* 58(4), 97-136.

Roldán, G. 1998. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Pama Editores Ltda. Bogotá, Colombia.

Shearer, K A, Hayes, J. W., Jowett, I. G., & Olsen, D. A. (2015). Habitat suitability curves for benthic macroinvertebrates from a small New Zealand river. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 49(2), 37–41.

Springer, M. (2010). Trichoptera. En: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P. (Eds). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Revista de Biología Tropical* 58(4), 63-93.

Stark, J., & Phillips, N. (2009). Seasonal variability in the macroinvertebrate community index: are seasonal correction factors required? *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 43(4), 867-882.

Suen J., Herricks E. (2009). Developing fish community based ecohydrological indicators for water resources management in Taiwan. *Hydrobiologia* 625, 223–234.

Ta, J., Kelsey, T., Howard, J., Lund, J., Sandoval-Solis, S., & Viers, J. (2015). Simulation modeling to secure environmental flows in a diversion modified flow regime. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 142 (1), 1–13.

Vörösmarty, C.J., McIntyre, P., Gessner, M., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S., Sullivan, C., Liermann, R., & Davies, P. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (1), 555–561.

Wen, Y., Schoups, G., & Giesen, N. Van De. (2017). Organic pollution of rivers : Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Nature Publishing Group* 7, 1–9.

White, J. C., Hannah, D. M., House, A., Beatson, S. J. V., Martin, A., & Wood, P. J. (2017). Macroinvertebrate responses to flow and stream temperature variability across regulated and non-regulated rivers. *Ecohydrology* 10(1), 1–21.

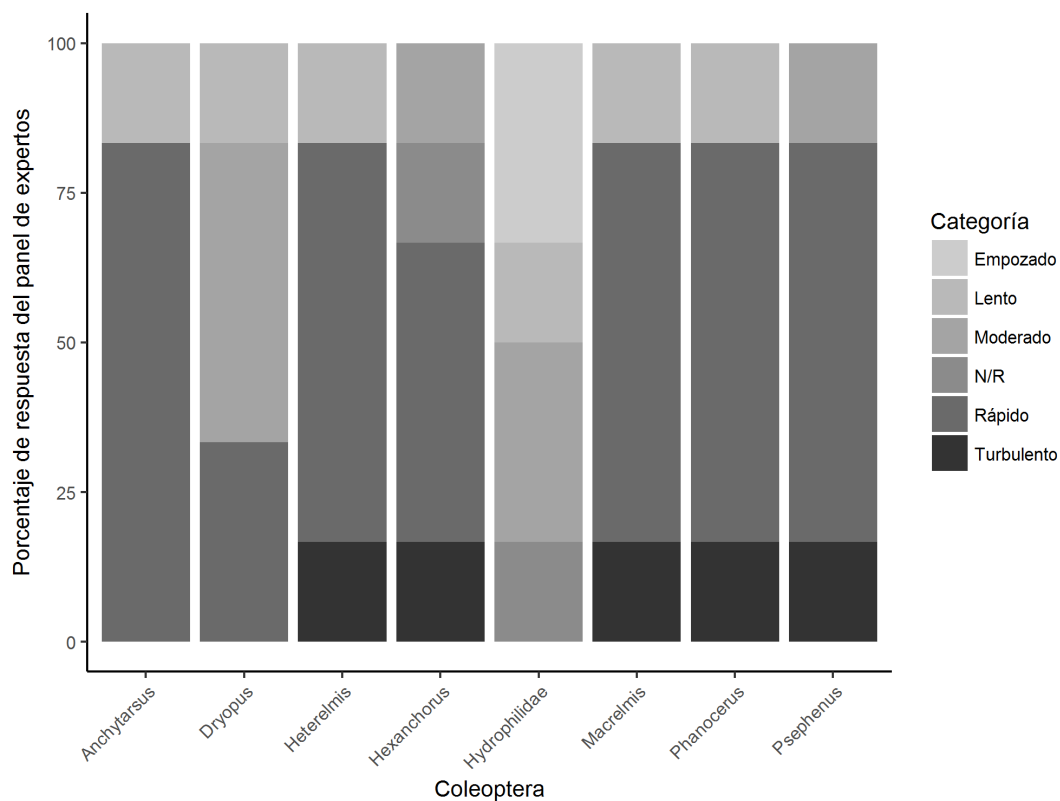
Worrall, T., Dunbar, M., Extence, C., Laizé, C., Monk, W., Wood, P. (2014). The identification of hydrological indices for the characterization of macroinvertebrate community response to flow regime variability of macroinvertebrate community response to flow regime variability. *Hydrological Sciences Journal* 59(3–4), 645–658.

Cuadro 1. Lista de géneros identificados para el cálculo del índice LIFE-CR

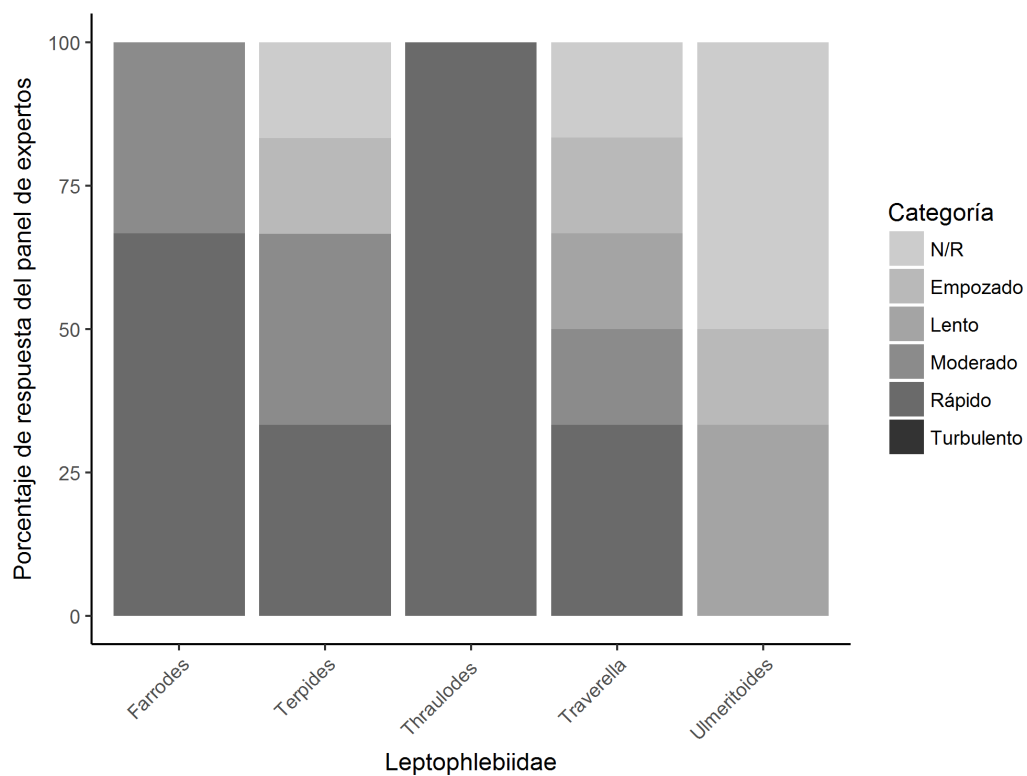
Género/Familia	Categoría de flujo	Abundancia Total	Cylloepus	Rápido	17
			Epigomphus	Lento	28
Americabaetis	Lento	33	Epiphraes	Lento	47
Anacroneuria	Rápido	178	Fallceon	Rápido	33
Anchitrichia	Rápido	131	Farrodes	Rápido	30
Anchytarsus	Rápido	13	Guajirolus	Rápido	39
Argia	Lento	11	Helicopsyche	Lento	19
Asioplax	Lento	5	Hemerodromia	Lento	16
Atanatolica	Rápido	6	Hetaerina	Lento	5
Atopsyche	Rápido	42	Heterelmis	Rápido	248
Australimnius	Rápido	8	Hexacylloepus	Rápido	4
Baetis	Rápido	12	Hexatoma	Rápido	20
Baetodes	Rápido	451	Hidracarina	Lento	10
Brechmorhoga	Lento	6	Hydrophilidae	Lento	6
Caenis	Lento	15	Hydroptila	Lento	5
Callibaetis	Lento	60	Leptohyphes	Rápido	912
Camelobaetidium	Rápido	1178	Leptonema	Rápido	147
Ceratopogonidae	Lento	23	Leucotrichia	Rápido	63
Chimarra	Rápido	384	Libellulidae	Lento	4
Cloeodes	Lento	119	Limnecoris	Lento	41
Corixidae	Lento	9	Limonia	Rápido	7
Corydalus	Rápido	44	Macrelmis	Rápido	51
Culoptila	Rápido	176			

Macrobrachium	Lento	16
Maruina	Rápido	267
Mayobaetis	Rápido	14
Microcyloopus	Rápido	7
Mortoniella	Rápido	27
Muscidae	Lento	5
Nectopsyche	Lento	23
Neocyloopus	Rápido	12
Neelmis	Rápido	45
Neotrichia	Lento	17
Oecetis	Lento	105
Palaenema	Lento	7
Paltostoma	Rápido	37
Paracloeodes		28
Petrophila	Rápido	45
Phanocerus	Rápido	7
Phylloicus	Lento	20
Protoptila	Rápido	56
Psephenus	Rápido	73
Rhagovalia	Lento	19
Simulium	Rápido	277
Smicridea	Rápido	665
Staphilinidae	Lento	39
Thraulodes	Rápido	543
Traverella	Rápido	23
Traverypes	Lento	77
Tricorythodes	Lento	500
Varipes	Lento	15
Zumatrichia	Rápido	6

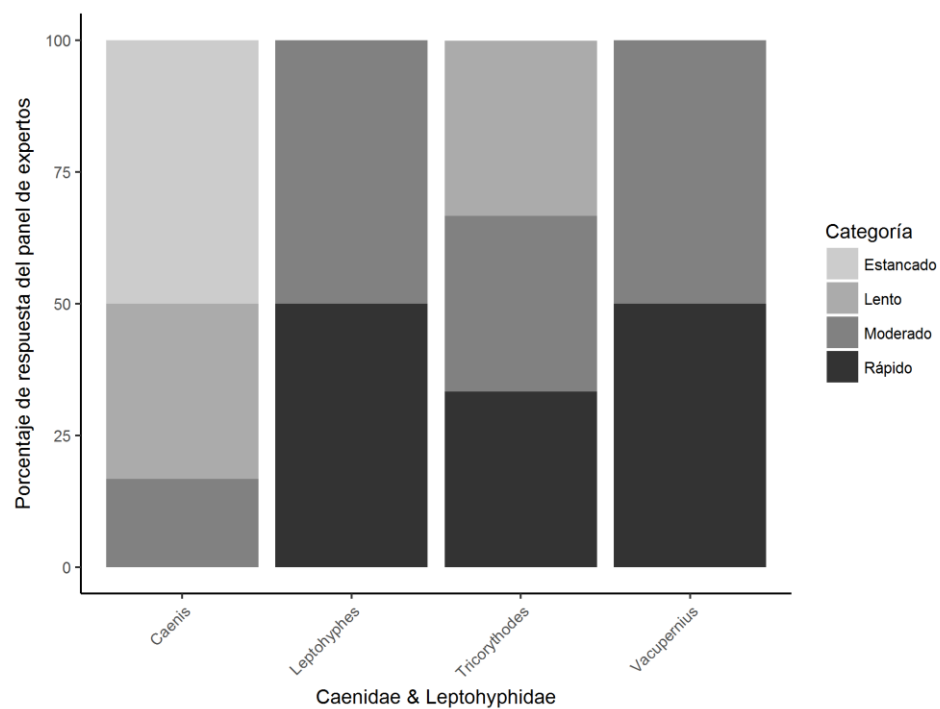
Anexos 1. Respuestas del panel de expertos al resto de órdenes de insectos acuáticos de Costa Rica.



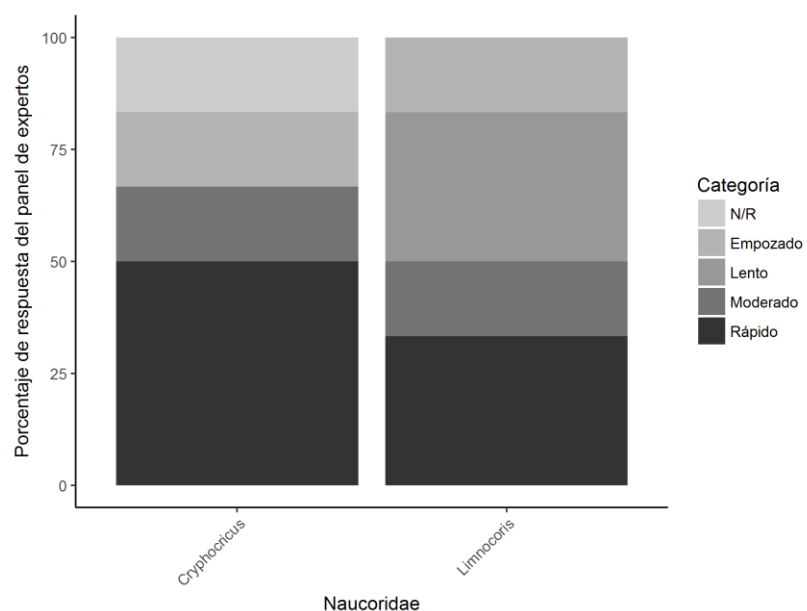
Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros del orden Coleoptera.



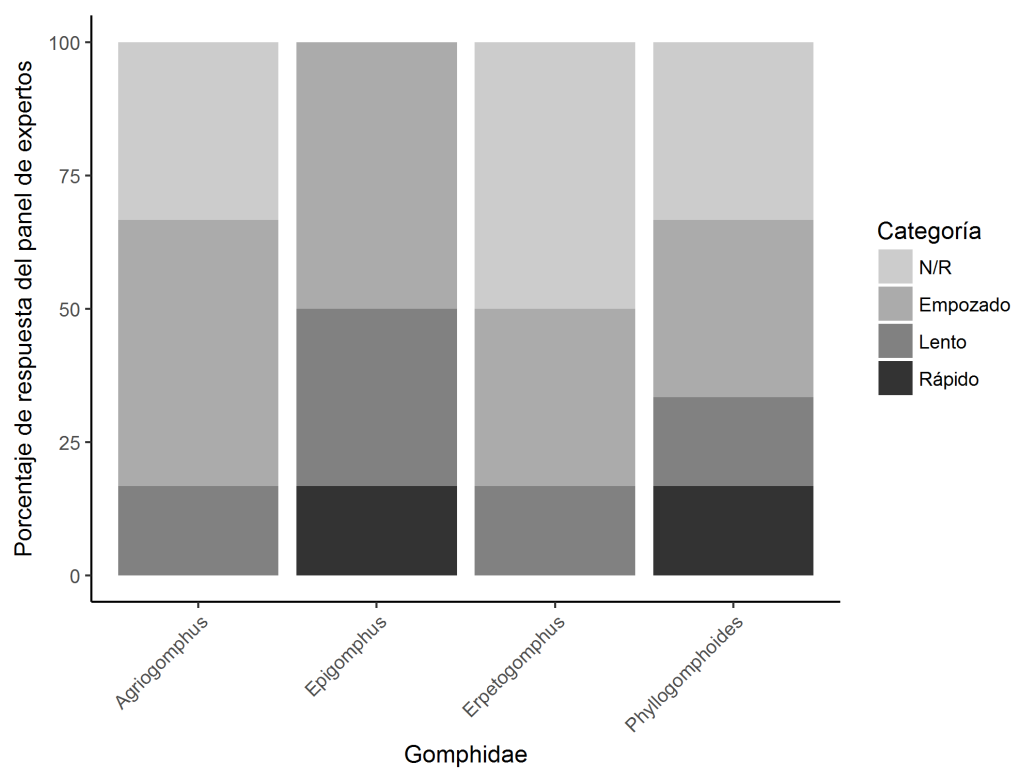
Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la familia Leptophlebiidae, Ephemeroptera.



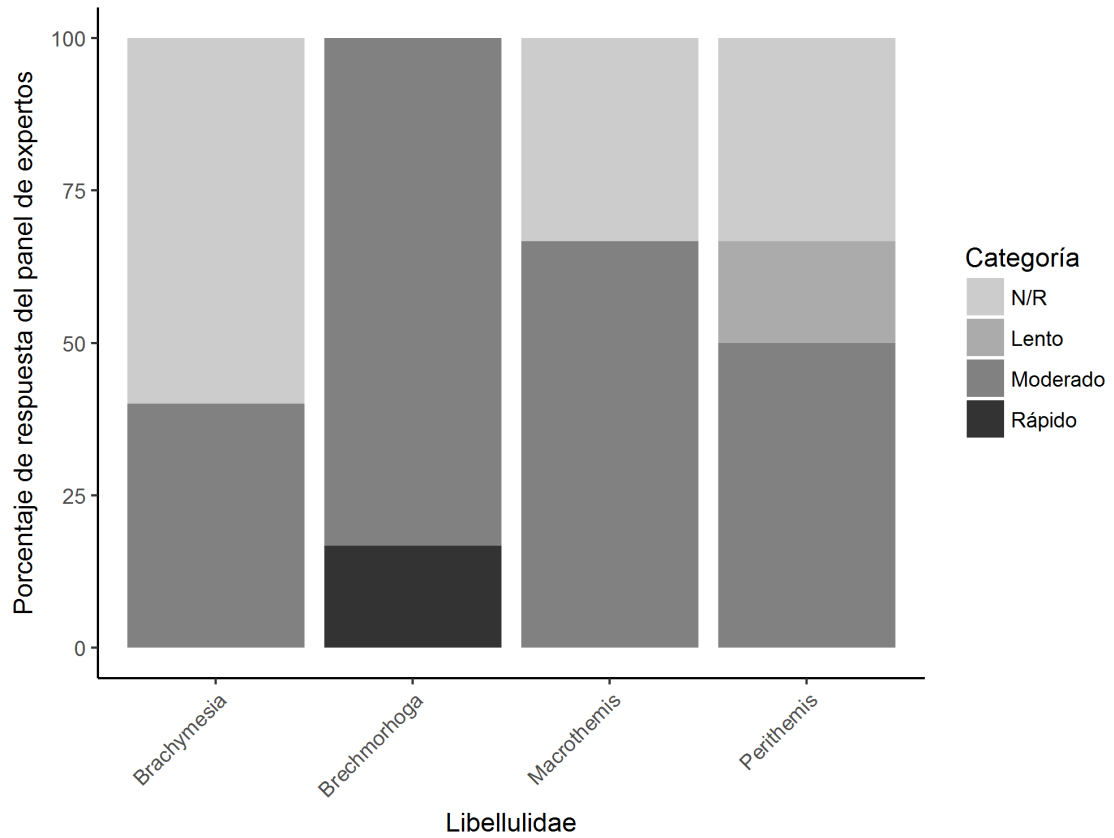
Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la familia Leptohyphidae y Caenidae, Ephemeroptera.



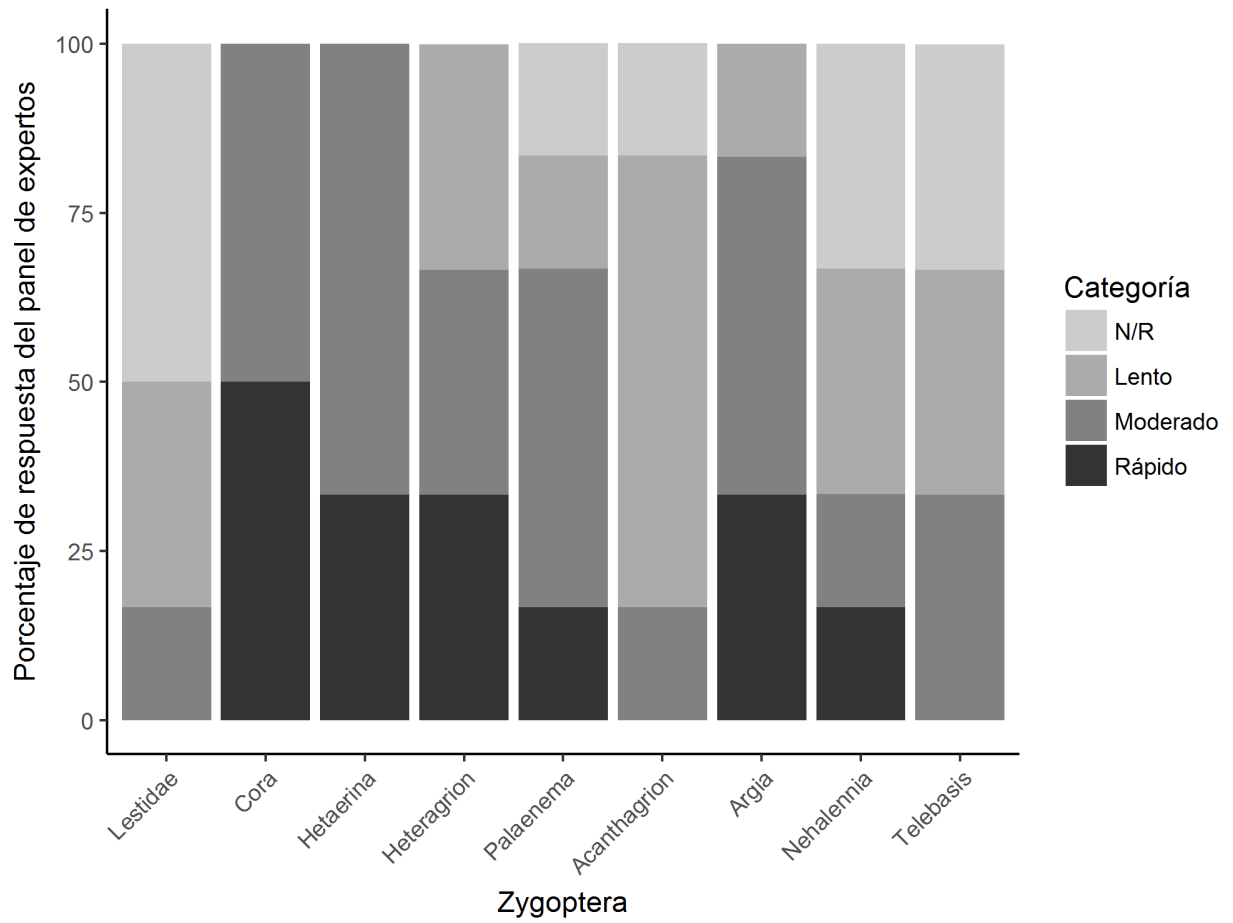
Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la familia Naucoridae, Hemiptera.



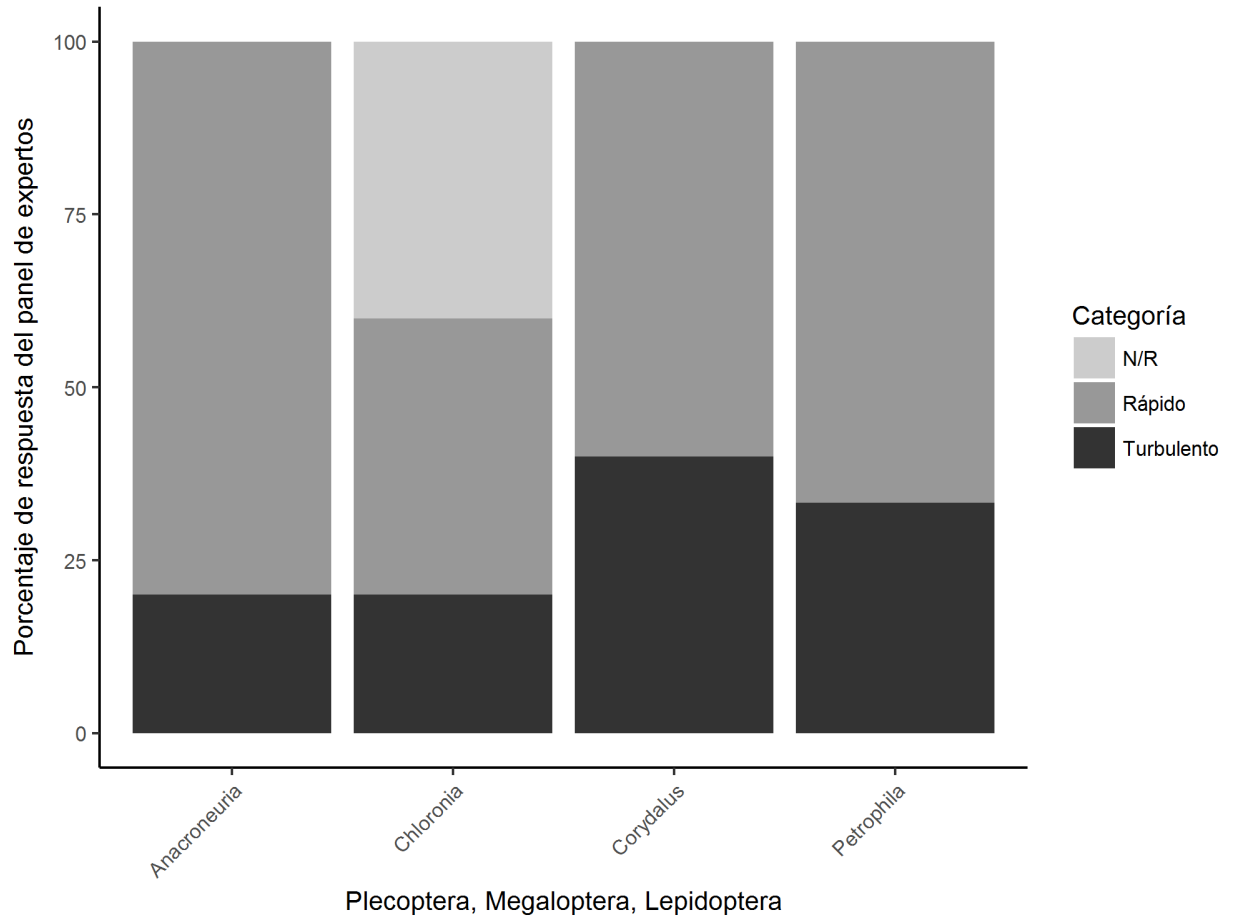
Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la familia Gomphidae, orden Odonata.



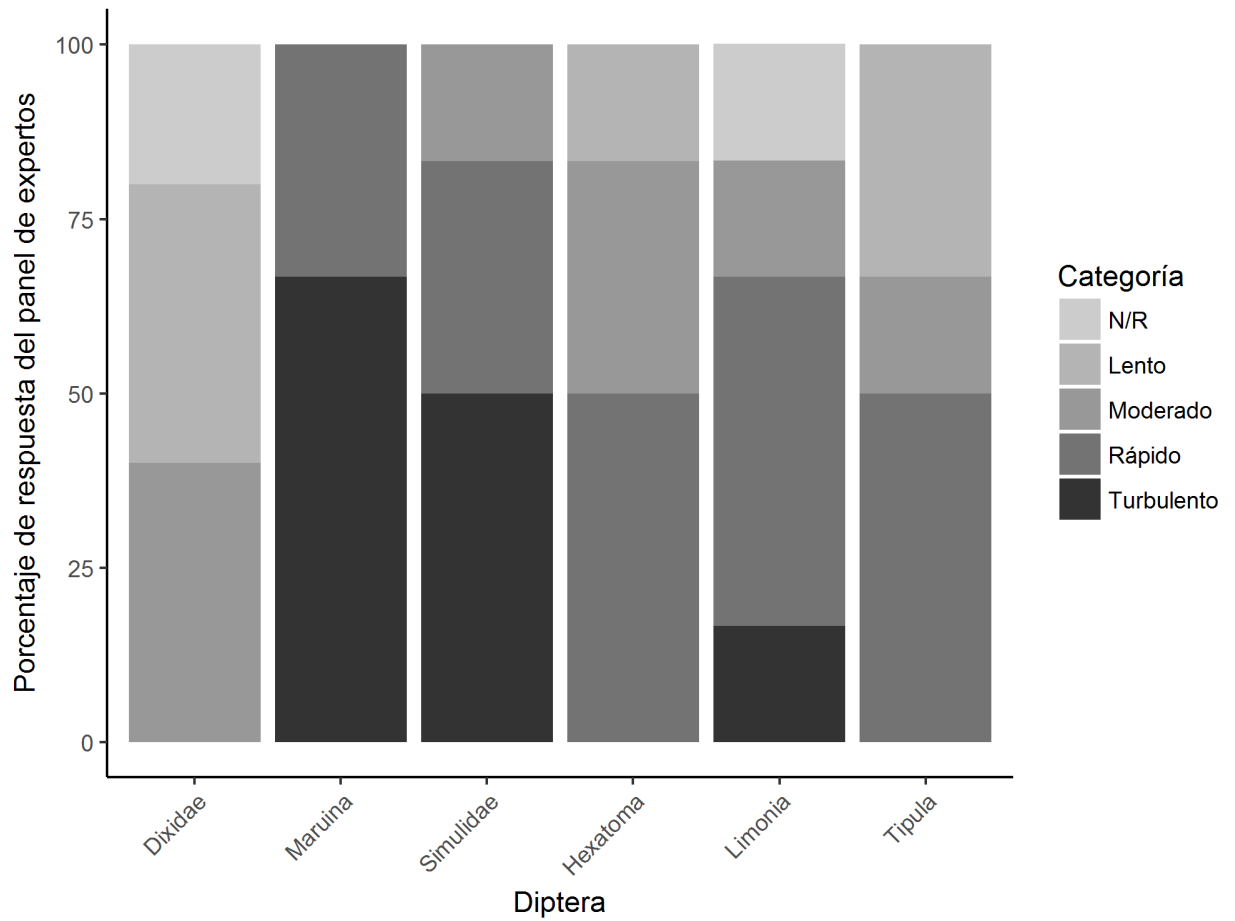
Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de la Familia Libellulidae, Odonata.



Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de las familias Coenagrionidae, Lestidae y Megapodagrionidae.



Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de las familias Corydalidae (Megaloptera) y Crambidae (Lepidoptera).



Respuesta del panel de expertos a una categoría de velocidad, para los géneros de las familias Psychodidae, Simuliidae y Tipulidae.

ANEXO 2. Lista de macroinvertebrados acuáticos registrados en el Río Naranjo, Costa Rica. Período

Ephemeroptera	<i>Phanocerus</i>	Odonata	<i>Atanatolica</i>
Baetidae	Psephenidae	Calopterygidae	<i>Nectopsyche</i>
<i>Americabaetis</i>	<i>Psephenus</i>	Hetaerina	<i>Oecetis</i>
<i>Baetis</i>	Ptilodactylidae	Coenagrionidae	Philopotamidae
<i>Baetodes</i>	<i>Anchytarsus</i>	<i>Argia</i>	<i>Chimarra</i>
<i>Callibaetis</i>	Staphilinidae	Gomphidae	Crustacea
<i>Camelobaetidius</i>	Hydrophilidae	<i>Epigomphus</i>	Palaemonidae
<i>Cloeodes</i>	Diptera	Libellulidae	<i>Macrobrachium</i>
<i>Fallceon</i>	Blephariceridae	<i>Brechmorhoga</i>	
<i>Guajirolus</i>	<i>Paltostoma</i>	Gen. Indet	
<i>Mayobaetis</i>	Ceratopogonidae	Platystictidae	
<i>Paracloeodes</i>	Chironomidae	<i>Palaenema</i>	
<i>Varipes</i>	Empididae	Plecoptera	
Caenidae	<i>Hemerodromia</i>	Perlidae	
<i>Caenis</i>	Muscidae	<i>Anacroneuria</i>	
Leptohyphidae	Psychodidae	Trichoptera	
<i>Asioplax</i>	<i>Maruina</i>	Calamoceratidae	
<i>Allenhyphes</i>	Simuliidae	<i>Phylloicus</i>	
<i>Epiphraes</i>	<i>Simulium</i>	Glossosomatidae	
<i>Leptohyphes</i>	Tipulidae	<i>Culoptila</i>	
<i>Traveryphe</i>	<i>Hexatoma</i>	<i>Mortoniella</i>	
<i>Tricorythodes</i>	<i>Limonia</i>	<i>Protophila</i>	
Leptophlebiidae	Hemiptera	Helicopsychidae	
<i>Farrodes</i>	Belostomatidae	<i>Helicopsyche</i>	
<i>Thraulodes</i>	<i>Abedus</i>	Hydrobiosidae	
<i>Traverella</i>	Corixidae	Atopsyche	
Coleoptera	Naucoridae	Hydroptilidae	
Elmidae	<i>Limnocoris</i>	<i>Anchitrichia</i>	
<i>Australimnius</i>	Veliidae	<i>Hydroptila</i>	
<i>Cylloepus</i>	<i>Rhagovelia</i>	<i>Leucotrichia</i>	
<i>Heterelmis</i>	Lepidoptera	<i>Neotrichia</i>	
<i>Hexacylloepus</i>	Crambidae	<i>Zumatrichia</i>	
<i>Macrelmis</i>	<i>Petrophila</i>	Hydropsychidae	
<i>Microcylloepus</i>	Megaloptera	<i>Leptonema</i>	
<i>Neocylloepus</i>	Corydalidae	<i>Smicridea</i>	
<i>Neoelmis</i>	<i>Corydalus</i>	Leptoceridae	

